

## נספחים לטיוטת תכנית האב לשמורות במים הכלכליים של ישראל בים התיכון

עמ' 2	נספח 1 - מסמך הרקע לתכנית האב לשמורות במים הכלכליים
עמ' 55	נספח 2 - אפיון יחידות אקולוגיות ובתי גידול ייחודיים בקרקעית
עמ' 127	נספח 3 - מענה להערות חברי הוועדה המדעית לגרסה המוקדמת של דו"ח אפיון היחידות האקולוגיות ובתי הגידול בקרקעית
עמ' 151	נספח 4 - חוות דעת יועצים חיצוניים לאפיון היחידות האקולוגיות ובתי הגידול בקרקעית
עמ' 157	נספח 5 - אפיון יחידות אקולוגיות פלאגיות ואזורים פלאגים מיוחדים
עמ' 203	נספח 6 - מודל מארג מזון EwE לבחינת שינויים עתיים ומרחביים של המערכת האקולוגית כתגובה לשינויי אקלים ותרחישי שימור
עמ' 238	נספח 7 - שכבות המידע שנאספו על פעילות סוציאקונומית במרחב המים הכלכליים
עמ' 242	נספח 8 - דו"ח מרקסן לתעדוף מרחבי לשימור במים הכלכליים של ישראל
עמ' 273	נספח 9 - משתתפי המיזם

**נספח 1**

**מסמך הרקע לתכנית האב לשמורות במים הכלכליים**



# תכנית אב לשמורות טבע במים הכלכליים של ישראל בים התיכון

## מסמך רקע לגיבוש התכנית

גרסה סופית לאחר הערות וועדת היגוי יולי 2022

**כתיבה:** עתרת שבתאי<sup>1</sup>, אלון רוטשילד<sup>1</sup>, יצחק מקובסקי<sup>2</sup>, טל אידן<sup>3</sup>, סילוין גיאקומי<sup>4</sup>

<sup>1</sup> 'החצי הכחול', החברה להגנת הטבע

<sup>2</sup> בית הספר למדעי הים על שם ליאון צ'רני, אוניברסיטת חיפה

<sup>3</sup> המחלקה למדעים ביומולקולרים, מכון ויצמן למדע

<sup>4</sup> Stazione Zoologica Anton Dohrn, Italy

**תודות:** אנו מודים לד"ר **דרור צוראל** מהמשרד להגנת הסביבה, ד"ר **גדעון גל** וד"ר **איל אופיר** מהמעבדה לחקר הכנרת (חקר ימים ואגמים לישראל) על ההערות המועילות לגרסה המוקדמת של המסמך.

כמו כן, אנו מודים לחברי ועדת ההיגוי של המיזם על ההערות המועילות לגרסה המתקדמת של המסמך:

פרופ' יוני בלמקר וד"ר מנחם גורן - אוניברסיטת תל-אביב

אילן ניסים, ד"ר ערן ברוקוביץ', דורית הוכנר ומרב דפני - משרד האנרגיה

פרופ' ברק חירות, ד"ר ג'ק סילברמן וד"ר ניר שטרן - חקר ימים ואגמים לישראל

ד"ר רותי יהל וניר אנגרט – רשות הטבע והגנים

ד"ר דור אדליסט – יועץ לאגף הדיג, משרד החקלאות

ד"ר אסף אריאל - עמותת אקוואשן

יעל דורי – עמותת אדם טבע ודין

## תקציר מנהלים

חשיבות הקמת שמורות טבע ימיות קיבלה הכרה נרחבת ותמיכה מצד מדינות רבות, כולל ישראל, אשר חתמו לאחרונה על יוזמות להגנה על 30% משטח הימי עד שנת 2030:2 תחת הכותרת 30X30. זאת, בין השאר, בהתבסס על פרסומים מדעיים ומסמכים של גופים בינלאומיים המעגנים את החשיבות של הגנה נרחבת כתנאי לשמירה על המגוון הביולוגי וחוסן המערכות הטבעיות הימיות.

בישראל, כמו בחלק ממדינות העולם האחרות, יעד זה הוא שאפתני ביחס לאחוז השטח המוכרז או המוצע כיום כשטח שמורה ימית. על מנת לעמוד ביעדי השימור של 30X30 עם מערך שמורות קיים ומנוהל בפועל, בעוד 9 שנים בלבד, יש להציע בהקדם תכנית אב מרחבית של שמורות טבע ימיות במים הכלכליים של ישראל, שתתפרש על פני 30% מהשטח לפחות. על התכנית לכלול את בתי הגידול הייחודיים והמייצגים בשטח זה, ותבטא את עקרונות העל של תכנון שמורות טבע: קישוריות, ייצוגיות, יתירות, היקף והגנה איכותית. זאת, בנוסף להתייחסות להשפעות שינויי האקלים ותוך שקלול היבטים תכנוניים וכלכליים.

**תכנית זו תהווה עוגן להתייחסות עבור גורמי הממשלה, בבואם לתכנן את המים הכלכליים, ליזום בהם פעולות שימור מרחביות (במסגרת תכנון כולל המבוסס על הסדרה חקיקתית חדשה, או במסגרת מהלך שימור נקודתי המבוסס על החקיקה הקיימת), או ליזום פעולות פיתוח.**

הים העמוק מהווה את מרבית גוף המים על פני כדור הארץ. שטח עצום זה סופג כמויות משמעותיות של פחמן דו-חמצני וחום ובכך מהווה חלק חשוב בוויסות אקלימי של האטמוספירה.

מבנה הקרקעית משפיע במידה רבה על דגם תפוצת בתי הגידול בקרקעית ואף בעמודת המים. בתי הגידול הקרקעיים והייחודיים הפרושים במרחב זה מרוכזים בעיקר באזורים בהם המורכבות המבנית של הקרקעית היא גבוהה יחסית.

במרחב המים הכלכליים של ישראל, בתי גידול אלה כוללים גני אלמוגי עומק, מערכות אקולוגיות מבוססות כימוסינטזה המתפתחות סביב נביעות גז, מבנים ביוגנים (הנוצרים על ידי בעלי חיים) ובריכות תמלחת. את דגם התפוצה של בתי גידול אלה, ניתן לדמות לאזורים של 'נווה מדבר' המשובצים במרחב גדול ואחיד עם שיעור נמוך של יצרנות.

החיים בעמודת המים מושפעים אף הם ממבנה הקרקעית ובמיוחד מתופעות גיאולוגיות כמו קניונים, מצוקים וגלישות קרקע (כמו לדוגמה מדרון היבשת ואזורים כמו 'הפרעת פלמחים' ו'גלישת דור' בתחום המים הכלכליים של ישראל). תצורות אלה משנות את משטר הזרמים סביבם ויכולות להשפיע על הסעה של חומרי הזנה ומכאן על שיעורי היצרנות. במקומות שונים בעולם נמצא באזורים מסוג אלו עושר מינים רב כולל יונקים ימיים, צבים, כרישים ודגים פלאגיים גדולים.

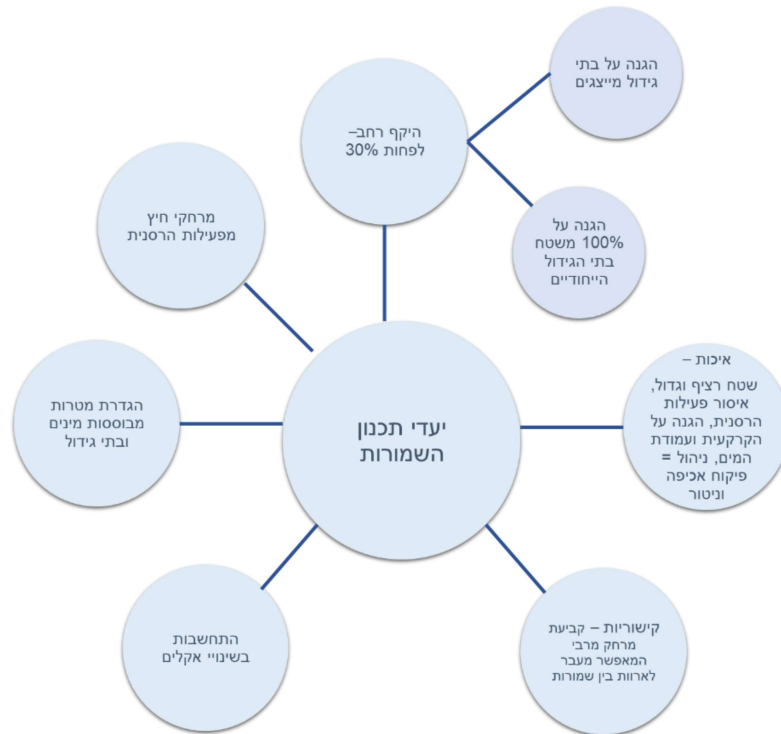
הדינמיקה הטבעית של המערכת האקולוגית של הים העמוק, הכוללת קצבי גדילה ושיעורי התחדשות נמוכים ביותר, הופכת אותן לרגישות במיוחד להפרעות אליהן הן חשופות. בתחום המים הכלכליים של ישראל, הפרעות אלו הן תוצר של פעילות כלכלית הולכת ומתרחבת הכוללת בין השאר ספנות, דיג וחיפוש, הפקה והולכה של דלקים פוסיליים. פעילויות אלו עלולות לגרום להרס פיזי של בתי הגידול בקרקעית, לזיהום של המים והקרקעית

<sup>1</sup> <https://www.hacfornatureandpeople.org/home>

<sup>2</sup> <https://www.gov.uk/government/topical-events/global-ocean-alliance-30by30-initiative>

ולדיג יתר של טורפי-על. ברור שבעתיד יתווספו שימושים אנושיים נוספים למרחב זה, ולכן הסדרת השימור היא גם ובעיקר צופה פני עתיד.

שמורות טבע ימיות הן הכלי המרכזי, המוכח והיעיל ביותר לשמירת הסביבה הימית והמגוון הביולוגי בה. לשמורות ימיות גם תועלות סוציאקונומיות נרחבות, מכיוון שמערכת אקולוגית בריאה ומתפקדת מספקת לחברה האנושית שירותים רבים. השמורות הימיות מונעות את הלחצים המקומיים על הטבע ובכך מאפשרות למערכת האקולוגית הטבעית להתמודד טוב יותר עם השינויים הגלובליים המאיימים עליה ואף למתן השפעות שליליות של שינויי אקלים.

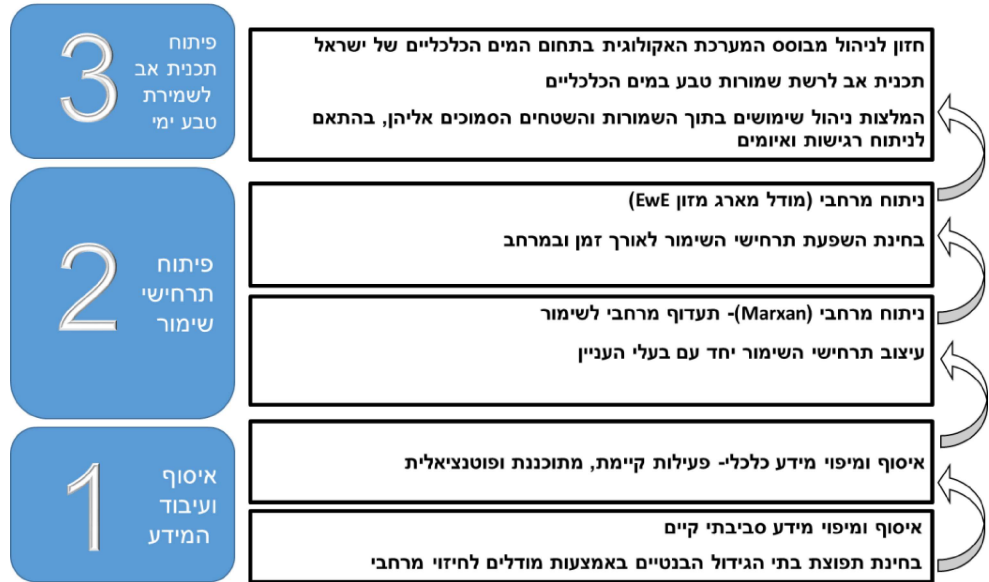


יעדי תכנון רשת שמורות טבע ימיות, בהתאם לנדרש באמנות בינלאומיות ובהתבסס על ידע מחקרי בנוגע למפתחות ההצלחה של תכנון שמורות טבע ימיות יעילות.

לשם גיבוש התכנית, יש צורך לזהות את האזורים הראויים לשימור במים הכלכליים, מתוך תפיסת תכנון של הגנה על מערכות אקולוגיות ייחודיות, הגנה על בתי גידול מייצגים, שמירה על תפקודים אקולוגיים, ובמידת האפשר – קישוריות, ומתן משקל להשפעות שינוי האקלים והצורך באיתור אזורי מפלט אקלימיים.

אופן התכנון של שמורות הטבע הימיות יקבע במידה רבה את היעילות של השמורות בהגנה על המערכת האקולוגית הימית הטבעית, בהתאם למדדי תפקוד, מגוון, וחוסן. יישום עקרונות יעדי התכנון עבור רשת שמורות בים העמוק הוא מאתגר נוכח מיעוט המידע לגבי תפוצת המינים ובתי הגידול במרחב, הדינמיקה המרחבית של המערכת האקולוגית ורגישותה למשתנים סביבתיים. כמו כן, המשילות החלשה בשטח המים הכלכליים מדגישה את הצורך בשיתוף בעלי עניין כדי להקטין את אי הוודאות הנובעת מחוסר הידע הקיצוני הקיים עבור שטח זה ובכדי לגבש מדיניות וחקיקה לשמירת טבע באזור.

תכנית האב לשמירת טבע במים הכלכליים של ישראל תשאף לשלב את תוצרי התכנון במהלכי תכנון מרחבי ימי למים הכלכליים, כשיתקיימו. עד שיתקיים תכנון ימי כולל (Marine spatial planning), תוצרי התכנית מיועדים להיות בסיס להתייחסות אל מול יוזמות פיתוח קיימות ועתידיות, וגם לשמש כעוגן למאמצי שימור נקודתיים שיקודמו עד שתחול חקיקה מסדירה כוללת באזור זה.



שלב הפרויקט העיקריים. השלב הראשון יעסוק באיסוף ועיבוד המידע הסביבתי והכלכלי הקיים על מנת לגבש תמונה של המאפיינים הסביבתיים והאיומים הקיימים. בשלב זה תבחן תפוצת בתי גידול במרחב באמצעות מודל לחיזוי מרחבי. השלב השני יעסוק בתכנון מרחבי של שמורות הטבע על פי תרחישי שימור ריאליים באמצעות כלי ה-Marxan ומודל מארג מזון EwE. השלב השלישי יעסוק בפיתוח תכנית אב לשמורות הכוללת המלצות מדעיות ותכנוניות לניהול השמורות.

שימוש במודלים לחיזוי מרחבי	
<p>מחקר בסביבת הים העמוק הוא מורכב מבחינה לוגיסטית ויקר ביותר. כתוצאה מכך, קשה לחקור באופן ישיר שטח זה, ולמפות ולאיין אותו בתצפית ישירה בהיקפי שטח משמעותיים. לכן, מיפוי תפוצת בתי גידול ומינים בים העמוק, נעשה כיום בעיקר באמצעות מודלים לחיזוי מרחבי של בתי גידול המתבססים על אינדיקטורים שונים, כדי לאתר אזורים בים העמוק בהן מתקיימות מערכות אקולוגיות ייחודיות.</p> <p>רוב המודלים הנמצאים היום בשימוש בחקר הים העמוק, מבוססים על מאפיינים גיאופיזיים של קרקעית הים, כאינדיקציה לנוכחות בתי גידול בנטיים שונים. מודלים מסוג זה, עוזרים לגשר על הפער בין באזורים שבהם קיים מידע על המאפיינים הגיאופיזיים של הקרקעית, אך שלא קיים מידע לגבי תפוצת מינים ובתי גידול בהם. יכולת החיזוי של המודלים הוכחה כאמינה ביותר עבור בתי גידול מסוימים ולכן מדינות רבות משתמשות במודלים מסוג אלו לתכנון וניהול שטחן הימי.</p>	<p><b>שימוש במודל מארג מזון לבחינת השפעת שינויי האקלים</b></p> <p>כדי לנסות ולהבין כיצד שינויי האקלים עתידים להשפיע על המערכת האקולוגית ולהתאים לכך את תכנון השמורות, ניתן להשתמש במודל מארג מזון שבו מיוצגים המינים השונים במערכת האקולוגית, הבימסה שלהם, שיעורי היצרנות והצריכה והאינטראקציה שלהם עם בעלי חיים אחרים. באמצעות מודלים אלו, ניתן לבחון לאורך זמן ומרחב את תגובת המערכת האקולוגית להשפעות מגוונות, אנתרופוגניות וסביבתיות.</p> <p>לדוגמה, ניתן לזהות כך אזורי מפלט אקלימי בהם קצב התחממות מי הים הוא איטי במיוחד ושאליהם צפויים לנדוד מינים עם סבילות נמוכה לטמפרטורה גבוהה. באותו אופן, ניתן לזהות אזורים שעלולים להיות מושפעים באופן קיצוני מעליית הטמפרטורה, בכדי להפחית לחצים על מינים אשר יתקשו להעתיק את מקום מחייתם כתגובה להתחממות.</p>
<p><b>תכנון שמירת טבע שיטתי</b></p> <p>כדי להגדיל את ההיתכנות לקידום התכנית ולהשיג תמיכה ציבורית נרחבת בה, התכנון צריך להעשות באופן המתכתב עם המציאות הכלכלית והקיימת והצפויה. לכן, תכנון שמירת טבע נעשה רוב תוך שימוש בכלים תומכים לקבלת החלטות המסייעים למתכננים להתעדף אזורים לשימור על פי ערכם הסביבתי והכלכלי ועל פי תרחישי פיתוח או שימור מציאותיים, המגובשים יחד עם בעלי העניין.</p> <p>הכלי הנמצא בשימוש הנרחב ביותר בעולם כיום לצורך תעדוף מרחבי של שטחים לשימור הוא ה-Marxan. כלי זה עושה שימוש במידע מרחבי של תפוצת מינים ובתי גידול כמו גם במידע מרחבי של פעילות כלכלית בשטח כדי לזהות אזורים מועדפים לשימור תוך שמירה על התועלות הסוקציואקונומיות.</p>	<p><b>שימוש במודל זרמים לבחינת קישוריות</b></p> <p>התהליכים האקולוגיים החשובים להבנת הקישוריות ולייצוג בתהליך תכנון השמורות, כוללים אפיון של אזורי שחרור ביצים, אוכלוסיות מקור של לארוות ואוכלוסיות היעד, משטר זרמים, מאפיינים ומאפייני התפוצה של בעלי החיים השונים. ההבנה שלנו לגבי דגמי קישוריות פונקציונלית בים העמוק היא עמומה למדי. לכן, כיום הדרך המקובלת ביותר לאפיון קישוריות פונקציונלית בים העמוק היא באמצעות מודלים ביופיזיקליים והידרודינמיים שמנסים לחזות באופן מיטבי את דגם התפוצה של לארוות מיני הים העמוק בהתחשב במאפייניהם הביולוגיים הייחודיים, דגמי תפוצת קבוצות המינים והמאפיינים הסביבתיים בשטח התכנון.</p>
<p><b>תכנון שמורות תלת-ממדיות</b></p> <p>הצימוד הדו-כיווני בין המערכת הבנטית והפלאגית משמעו כי השפעות שליליות בגוף המים העליון עוברות בצורה אנכית לכל מארג המזון ובאות לידי ביטוי גם בקרקעית.</p> <p>קישוריות אנכית זו בים העמוק חשובה לא רק לתהליכי הסעה של חומרי הזנה אלא גם לתהליכי נדידה של מינים בשלבי חיים שונים, כולל תנועה אנכית יומיומית. לכן, הגנה מרחבית צריכה לכלול את שטח הקרקעית יחד עם עמודת המים שמעליה בכדי להבטיח שמירה על תפקוד המערכת האקולוגית בשלמותה.</p>	

רכיבים מרכזיים נדרשים בתהליך תכנון השמורות בים העמוק כדי להתמודד עם אתגרי התכנון במידת האפשר

7 פתח דבר

9 הצורך בקידום רשת שמורות ימיות בתחום המים הכלכליים של ישראל – ולמה עכשיו? 1.

א. מה מייחד את הים העמוק? 9

ב. מה מאיים על הטבע בים העמוק, ומצדיק הגנה יזומה? 11.....

ג. התשתית המשפטית להקמת שמורות טבע במים הכלכליים 12.....

למה שמורות ימיות? 2. 13

א. הגנה על המגוון הביולוגי – היום ולדורות הבאים 13.....

ב. מיתון השפעות שינויי האקלים 13

ג. תרומת שמורות טבע ימיות לכלכלה כחולה 14.....

ד. מחויבות בינלאומית 14

16 עקרונות התכנון של רשת שמורות ימיות 3.

א. היקף – 30% לפחות 16

ב. מיקום/ פריסה מרחבית – הגנה על בתי גידול ייחודיים ומייצגים 17.....

ג. איכות – גודל, שימושים אסורים, ניהול 21

ד. שמירה על קישוריות – 23

ה. התחשבות בהשפעות אקלימיות אפשריות –23

ו. מטרות הגנה מבוססות מינים ובתי גידול- 24.....

ז. קביעת מרחבי חיץ סביב השמורה –24

26 יישום עקרונות ויעדי התכנון עבור רשת שמורות טבע בים העמוק 4.

א. תכנון שמורות טבע שיטתי (Systematic conservation planning) 26.....

ב. אתגר פערי הידע והצורך בשימוש במודלים לחיזוי מרחבי 26.....

ג. שימוש במודל זרמים לבחינת קישוריות בין בתי גידול 26.....

ד. שימוש במודל מארג מזון לבחינת השפעת תרחישי שינויי אקלים על המערכת האקולוגית 27.....

ה. ייצוג דינמיקה אנכית של המערכת האקולוגית בתכנון שמירת טבע- הגנה על הקרקעית ועמודת המים שמעליה 27.

ו. שיתוף בעלי עניין 28

ז. גיבוש מדיניות 28

31 דוגמה מהעולם- תהליך תכנון רשת שמורות טבע במים כלכליים של אוסטרליה 5.

## פתח דבר

הים העמוק הוא המערכת האקולוגית הנרחבת ביותר בכדור הארץ, ועדיין מעט מאוד (יחסית) ידוע עליה כיום. בים העמוק יש מגוון אדיר של נופים, בתי גידול ייחודיים, מינים, ותפקודים אקולוגיים חשובים. למערכות אקולוגיות בריאות בים העמוק חשיבות אדירה להגנה על המגוון הביולוגי, כמבלע לפחמן וויסות שינויי האקלים, למציאת חומרי טבע לתעשייה ולמחקר ולאספקת מזון (Le and Sato 2016). כמו כן, רווחיות הכלכלה הכחולה, תלויה במידה רבה בבריאותן של המערכות האקולוגיות הטבעיות אשר מספקות משאבים ותוצרים עליהם מבוססים ענפי כלכלה רבים (OECD 2016).

למרות היותו אזור מרוחק ובלתי מוכר יחסית, טביעת הרגל האנושית כבר מגיעה אל הים העמוק.

מגמות הפיתוח בים העמוק מואצות, עם פיתוח הטכנולוגיה והיכולות האנושיות, בעולם וגם בישראל, קיימת דחיפות גדולה בקידום מהלכי שימור יעילים גם בתחומי הים העמוק. מאידך, חלק מהאזורים בים העמוק עדיין לא נפגעו מהשפעת הפיתוח, ובכך מהווים מרחב בתולי, לא נגוע, המהווה הזדמנות בלתי חוזרת לשימור טבע אמיתי. ואכן, מאמצים רבים מופנים בשנים האחרונות למחקר בים העמוק, ולקידום ההגנה עליו, בעולם בכלל וביים התיכון בפרט (IUCN 2019). במים הכלכליים של ישראל כבר נתגלו גני אלמוגים, מערכות אקולוגיות ייחודיות המייצרות אנרגיה מנביעות גז ללא תלות באנרגיית השמש, אתרי רבייה של כרישים, ותופעות מרתקות נוספות.

בתחומי המים הכלכליים של ישראל מבוצעת כיום פעילות ספנות, דיג, חיפוש, הפקה והולכה של דלקים פוסיליים, פעילות ביטחונית ועוד, אך פעילויות נוספות ימצאו כנראה את מקומן במרחב זה בעתיד.

מסמך המדיניות למרחב הימי של ישראל (מנהל התכנון, 2020) מיעט להתייחס לתחום המים הכלכליים, על רקע פערי מידע גבוהים ועל רקע היעדרו של חוק מסגרת מסדיר (שהתוצאה שלו היא משילות חלשה, למשל היעדר ממשק דיג, היעדר תכנון מרחבי כולל, היעדר אסדרה תכנונית של הנחת תשתיות כמו כבלי תקשורת, ועוד). המסמך הגדיר רק אזור אחד, בהיקף זעום של 2.5% מתחום המים הכלכליים, כ"מרחב שימור לבחינה", ועוד שבריר אחוז כ"שמורה ימית במים הכלכליים". כמו כן, פערי הידע בים העמוק תוארו בסקר האסטרטגי הסביבתי שנערך ביוזמת משרד האנרגיה, כגבוהים עד גבוהים מאוד עבור הים העמוק הישראלי (משרד האנרגיה 2016). בדומה, מחקרים מהעולם מצביעים על פערי ידע גבוהים בים העמוק והים הפתוח בעולם כולו ומתייחסים לא רק לתפוצת בתי הגידול, אלא בעיקר לתהליכים האקולוגיים המתרחשים באזורים אלו, הדינמיקה המרחבית של מערכות אקולוגיות בים העמוק והיבטים רבים של קישוריות.

האמצעי היעיל ביותר להגנה על מערכות אקולוגיות ימיות הוא באמצעות הגנה מרחבית של שטחים גדולים, קרי, הקמת שמורות טבע ימיות (OECD 2017, Sala and Giakoumi 2018, Grorud-Colvert et al. 2021).

אמנת המגוון הביולוגי, אמנת ברצלונה, ואמנת הים (שישראל לא חתומה עליה אך נוהגת על פיה) מחייבות כולן את מדינת החוף להגן על הטבע בתחומי הים, לרבות המים הכלכליים, לרבות קידום ההגנה מרחבית בדמות אזורים ימיים מוגנים (רוזנבלום 2020).

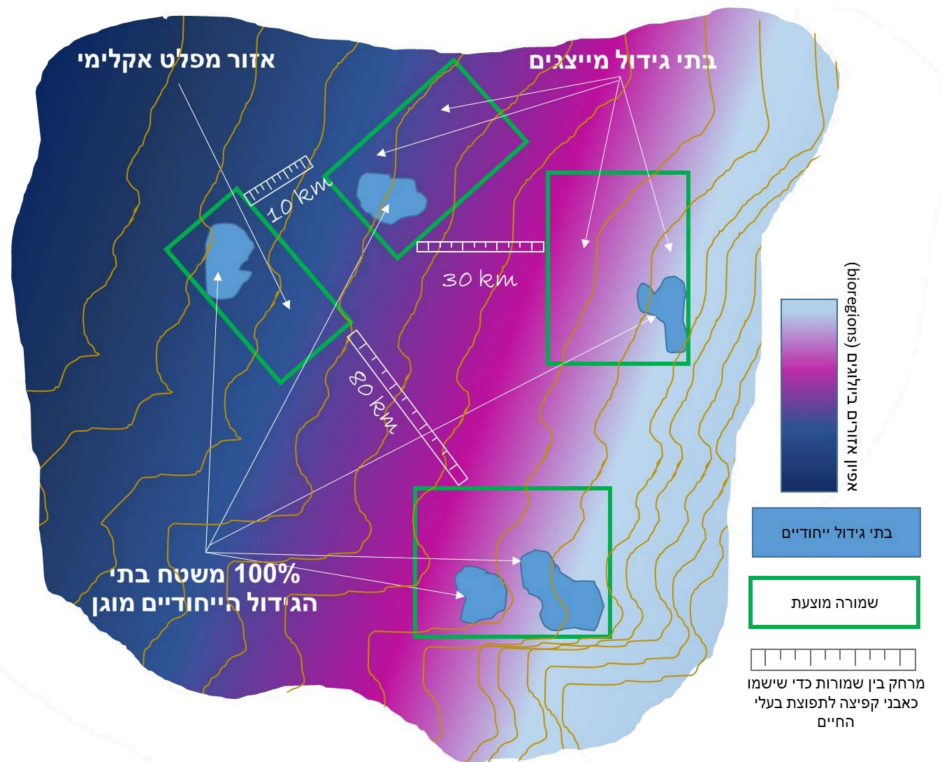
חשיבות הקמת שמורות טבע ימיות קיבלה הכרה נרחבת ותמיכה מצד מדינות רבות, כולל ישראל, אשר חתמו לאחרונה על יוזמות להגנה על 30% משטחן הימי עד שנת 2030 תחת הכותרת High Ambition - 30X30 Coalition ו-Global Ocean Alliance 4:3. בישראל, כמו בחלק ממדינות העולם האחרות, יעד זה הוא שאפתני ביחס לאחוז השטח המוכרז או המוצע כשטח שמורה ימית. בים התיכון הישראלי, 4% בלבד משטח המים

<sup>3</sup> <https://www.hacfornatureandpeople.org/home>

<sup>4</sup> <https://www.gov.uk/government/topical-events/global-ocean-alliance-30by30-initiative>

הריבוניים מוכרז כשמורת טבע ימית ועוד 5% נמצא בתהליכי אישור סטטוטורי. כמו כן, 9% נוספים משטח המים הריבוניים של ישראל מוגדר "אזור ימי מיוחד" (הגדרה עמומה שלא מספקת בשלב זה הגנה לבתי הגידול ולמינים, ולא מגדירה מנגנון ניהולי). בשטח המים הכלכליים של ישראל לא קיימות כיום שמורות ימיות כלל.

על מנת לעמוד ביעדי השימור של 30X30, יש להציע בהקדם תכנית אב מרחבית של שמורות טבע ימיות במים הכלכליים של ישראל, שתתפרש על פני 30% מהשטח לפחות ותכלול את בתי הגידול הייחודיים, כמו גם המייצגים, בשטח זה, תוך שמירה על קישוריות בין בתי גידול ובין שטחים מוגנים, איתור אזורי מפלט אקלימיים, ותוך שקלול היבטים תכנוניים וכלכליים. תכנית זו תהווה עוגן להתייחסות עבור גורמי הממשלה, בבואם לתכנן את המים הכלכליים, ליזום בהם פעולות שימור מרחביות, או ליזום פעולות פיתוח.



### דוגמה קונספטואלית של תכנית אב לשמורות ימיות-

רשת שמורות טבע ימיות גדולות שביניהן קישוריות ושמיגנות ברמה המרבית על בתי הגידול הייחודיים בשטח התכנית, על מגוון סוגי בתי הגידול בשטח התכנית ועל אזורי מפלט אקלימי

מטרת מסמך זה היא לפרט את הצורך במיזם ולהציב עקרונות על לתכנון רשת שמורות טבע ימיות במים הכלכליים של ישראל. המסמך מורכב משישה פרקים עיקריים: 1. הצורך בקידום שמורות טבע במים הכלכליים של ישראל, 2. בחירת שמורות ככלי המתאים והיעיל ביותר להשגת מטרות של שמירת טבע ימית, 3. עקרונות ויעדי התכנון של שמורות טבע ימיות המתבססים על ידע מדעי ויישומי שנצבר בתחום, 4. יישום העקרונות והיעדים עבור תכנון שמורות בים העמוק במציאות של חוסר קיצוני במידע, 5. מקרה בוחן של תכנון שמורות טבע ימיות במים הכלכליים של אוסטרליה, 6. תהליך התכנון המוצע למיזם תכנון שמורות טבע במים הכלכליים של ישראל.

## הצורך בקידום רשת שמורות ימיות בתחום המים הכלכליים של ישראל – ולמה עכשיו?

### הים העמוק במים הכלכליים של ישראל – מערכת אקולוגית נרחבת הראויה לשימור

על אף שהים העמוק מהווה 78% משטח הים התיכון, המחקר בו צובר תאוצה רק בשנים האחרונות ועדיין מצריך טכנולוגיות מתקדמות, יקרות ומסובכות לביצוע. לכן, המידע הנאסף מהמחקרים ומהסקרים נצבר בקצב איטי ולעיתים זמינותו מוגבלת.

שטח המים הכלכליים של ישראל בים התיכון נפרש על פני 22 אלף קמ"ר, כמו שטחה היבשתי של מדינת ישראל, כולו מוגדר "ים עמוק". הים העמוק הישראלי, המורכב ברובו מקרקעית של מצע רך, כולל את מדרון היבשת, מעומק 200 עד 1000 מטרים, ומערבה ממנו את מישור הבתיאל המשתרע עד עומק של כ-2500 מטרים. למרות פערי הידע, כבר היום ידוע כי קיימים בו בתי גידול ייחודיים וחברות ביולוגיות המכילות מאות מינים המקיימים ביניהם יחסי גומלין מורכבים. העושר הביולוגי המוכר והעניין המחקרי התרכזו עד היום בעיקר בתצורות הקרקע הייחודיות במרחב, הכוללות קניונים תת ימיים, תעלות בוצ (במיוחד תעלת הלבנט הארוכה והרחבה) ואזורים ממדרון היבשת הכוללים גלישות קרקע עם טופוגרפיה מורכבת כגון הפרעת דור והפרעת פלמחים. זאת, מכיוון שהתנאים הגיאומורפולוגיים, יחד עם מאפיינים אוקינוגרפיים, הידרולוגיים וכימיים, מכתיבים את תפוצתן של מערכות אקולוגיות נדירות, ייחודיות ורגישות (ויסמן ורוטשילד 2018, Otero and Mytilineou 2022). הסקר האסטרטגי הסביבתי שנערך ב-2016 ביזמת משרד האנרגיה, הניב תמונה שבה שטח המים הכלכליים נראה יחסית אחיד מבחינת בתי הגידול בקרקעית (משרד האנרגיה 2016). אולם, הסקר לא נעשה במטרה לאפיין בתי גידול לשם הגנה על בתי גידול מייצגים והתמקד רק במינים ומבנים מאוד מסוימים אשר לא משקפים את כלל המורכבות בשטח. לפיכך, תוצאות הסקר אינן מספקות מידע שמאפשר תכנון שמורות במים הכלכליים.

#### א. מה מייחד את הים העמוק?

הים העמוק מהווה את מרבית גוף המים על פני כדור הארץ. שטח עצום זה סופג כמויות משמעותיות של פחמן דו-חמצני וחום ובכך מהווה חלק חשוב בוויסות אקלימי של האטמוספירה (Levin and Le Bris 2015).

קרקעית הים העמוק היא מערכת אקולוגית רגישה במיוחד לשינויים ולהפרעות אנושיות, ביחס לקרקעית הים באזורים רדודים יותר. אור השמש כמעט ואינו חודר למעמקי הים ולכן סביבה חשוכה זו מאופיינת, ככלל, ביצרנות ביולוגית נמוכה. מרבית היצורים בה ניזונים מחלקיקים הנושרים מעמודת המים הרדודים. לפיכך, שיעורי גדילה והתחדשות של יצורים ימיים בים העמוק הם נמוכים ביותר (Ramirez-Llodra et al. 2011), ולכן גם הרגישות הגבוהה של סביבה זו לפגיעה. הפגיעות הרבה של הים העמוק להפרעות נובעת גם מכך שקצב השקעת המצע (סדימנט) הוא איטי במיוחד לכן, כל פגיעה פיזית במצע עלולה להותיר צלקת שאינה מתחדשת (Simon-Lledó et al. 2019, Clark et al. 2019).

התנאים הקיצוניים השוררים בים העמוק (חושך, קור, לחץ גבוה, יצרנות נמוכה והתחדשות איטית של המצע) הביאו את בעלי החיים השוכנים בו לפתח התאמות ייחודיות לסביבה זו ולכן ככלל שיעור האנדמיות בסביבת הים העמוק הוא גבוה ביותר (IUCN 2019).

---

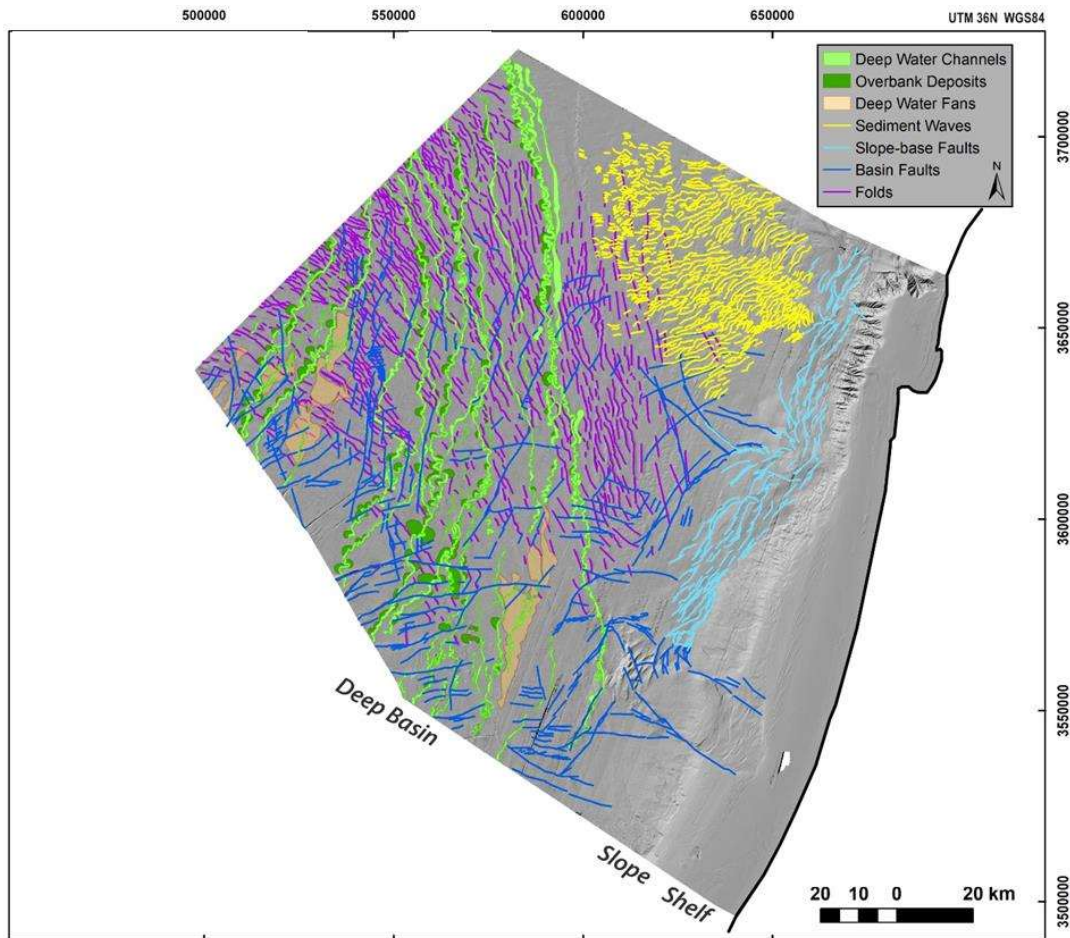
5 חריג לכך הם בתי גידול בהם יש מוקדי יצרנות ייחודיים - שאינה מבוססת על אור השמש אלא על אנרגיה כימית המופקת על ידי חיידקים מנביעות גז קרקעיות.



בקרקהית, קיים דגם אופייני של תפוצת בתי גידול ומינים המושפע בעיקר מתצורת הקרקע, סוג המצע, העומק ומאפיינים פיזיים נוספים. את דגם זה ניתן לדמות למעין מדבר (יצרנות הנמוכה ומורכבות דלה של הקרקעית בעלת המצע הרך), ובו משובצים אזורים של "נווה מדבר". אזורים אלה מאופיינים בעושר ביולוגי גדול, ופזורים ומשובצים בשטח רחב מאוד של קרקעית רכה ואחידה שבה המגוון ביולוגי יחסית נמוך. אותם איים של מגוון ביולוגי גבוה נוצרים בעיקר סביב תופעות ומבנים גיאולוגיים ייחודיים כדוגמת סלעי קרבונט, נביעות מתאן, אבעבועים (pockmarks) ובריכות תמלחת (IUCN 2019, Yücel et al. 2016). בנוסף, חלק מהמינים הישיבים השוכנים בים העמוק (אלמוגים, נוצות ים, ספוגים), מסוגלים ליצור צברים ושונות ביוגניות שסביבם מתפתחות מערכות אקולוגיות עם מורכבות מבנית ולכן מגוון ביולוגי גבוה, אך בו בזמן מאופיינות ברגישות גבוהה במיוחד להפרעות פיזיות (Otero and Mytilineou 2022).

החיים בעמודת המים מושפעים אף הם ממבנה הקרקעית ובמיוחד מתופעות גיאולוגיות כמו קניונים, מצוקים וגלישות קרקע. אלו משנים את משטר הזרמים סביבם וכתוצאה מתרחשת לעיתים עליה של חומרי הזנה מהקרקעית לעמודת המים, אשר יכולים להגביר את שיעור היצרנות ולמשוך אליהם עושר מינים רב כולל יונקים ימיים, צבים, כרישים ודגים פלאגיים גדולים (Lastras et al. 2016, IUCN 2019).

מאפייני הייחוד של הים העמוק מתבטאים גם בשטח המים הכלכליים של ישראל. לדוגמה, קצב השקעת הסדימנט מוערך בכ- 0.08 גרם לסמ"ר לשנה וההשערה היא שהאספקה הנמוכה של חומרי הזנה משפיעה על צפיפות החי במצע בצורה משמעותית (Schirone et al. 2014, Lubinevsky et al. 2017). יחד עם זאת, להבדיל מהידוע באזורי ים עמוק אחרים בעולם, בים העמוק הישראלי לא הודגמו עד כה שיעורי אנדמיות אזורית (להבדיל מים תיכונית) גבוהים במיוחד. כמו כן, הקשר שבין החיים בעמודת המים ומבנה הקרקעית מהווה מוקד עניין מחקרי. מחקרים שפורסמו לאחרונה מציעים כי תופעה של עליית חומרי הזנה מתרחשת באזור מדרון היבשת וכי קיימת הסעה לטרלית של חומרי הזנה מהמדף אל הבתי הגידול בקרקעית הים העמוק (IOLR 2016, Guy-Haim et al. 2022). לפיכך, ניתן להניח כי מבנה הקרקעית משפיע במידה מסוימת על החי בעמודת המים גם בישראל, אך אפיון מקיף של התופעה טרם נערך. מעבר לכך, מעל מרחב המים הכלכליים של ישראל מתקיימת חזית רחבה של נדידת ציפורים, בעיקר בשעות הלילה ובגובה תעופה יחסית נמוך, מה שעלול לגרום לחיכוך פוטנציאלי עם תשתיות מעל פני המים (אשל, 2022).



Reference:  
 Kanari M, Tibor G, Hall JK, Ketter T, Lang G and Schattner U. 2020. Sediment transport mechanisms revealed by quantitative analyses of seafloor morphology: New evidence from multibeam bathymetry of the Israel Exclusive Economic Zone. *Journal of Marine and Petroleum Geology*, <https://doi.org/10.1016/j.marpetgeo.2020.104224>.

מאפייני קרקע ומבנים בתימטריים בקרקעית בשטח המים הכלכליים של ישראל בין התיכון. אזורים אלו מהווים מוקדים לעניין מחקרי המתעדד לזהות בתי גידול בנטיים רגישים. מתוך: Kanari et al. 2020

**ב. מה מאיים על הטבע בים העמוק, ומצדיק הגנה יזומה?**

רגישות מערכות הים העמוק נובעת הן מהדינמיקה הטבעית של המערכת הכוללת קצבי גדילה והתחדשות איטיים והן מאופי ההפרעות אליהן חשופות המערכות הכוללות הרס פיזי של בתי הגידול, זיהום המים והקרקעית ודיג של טורפי על. איומים אלו הם תוצר של הפעילות הכלכלית המתרחבת בשטח המים הכלכליים של ישראל וכוללת (נכון להיום) בעיקר:

- **ספנות זיהום.** מהווה מקור אפשרי לזיהום כתוצאה מאבדן של מטען או תקלה שגורמת לתכולת מיכליות להתפזר במים (March et al. 2021, Culin et al. 2018). סקרי פסולת בים העמוק של ישראל מצביעים על ריכוזי פסולת גבוהים הנעים בין 1500-7000 פרטי פסולת לקמ"ר בעומקים של 500-1700 מטר בהתאמה. הרוב המוחץ של הפסולת היא פסולת פלסטיק ומקורה כפי הנראה בספינות מקומיות וזרות (סגל 2020). כמו כן, זיהום ממקורות נוספים כמו למשל שפכי שמן ואפר פחם, שכבר תועדו כבעלי השפעה על חברת החי בקרקעית והולכות ומצטברות עדויות מהעולם על השפעתה של פסולת פלסטיק על אוכלוסיות בקרקעית ובגוף המים (Chiba et al. 2018).
- **חיפוש, הפקה והולכה של דלקים פוסיליים.** אלו משפיעים באופן ניכר על המערכת אקולוגית בסביבתם בכל שלבי העבודה. לדוגמה, סקרים סיסמיים מסכנים בעלי חיים בעמודת המים בגלל

התנדודות והרעש שהם מייצרים (Vad et al. 2018, Weilgart 2018, Cordes et al. 2016). ניסויי מעבדה ושדה הראו כי רעש מהסוג שמופק בסקרים הסייסמיים עלול לסכן גם התפתחות תקינה של לאריות פלאגיות, בין השאר של בעלי חיים ישיבים בקרקעית, ובכך לאיים על אוכלוסיות רגישות אלו (Vad et al. 2018). קידוחים, הנחת צנרת ותשתיות פוגעים באופן ישיר בבתי גידול קרקעיים, ובאופן עקיף דרך הרחפת סדימנט הקוברת בתי גידול שלמים ופוגעת ביכולת הסינון וההזנה של בעלי חיים רבים (Vad et al. 2018, Ellis et al. 2012). בשלב ההפקה התשתית מזהמת בצורה כרונית את הסביבה הקרובה באור וקיימת סכנה ממשית לדליפה אשר ביכולתה לגרום לפגיעה אנושה וממושכת במגוון הביולוגי הן בקרקעית והן בעמודת המים, בהיקף מרחבי משמעותי (Cordes et al. 2016). פעילות כלכלית זו הולכת ומתרחבת ובנוסף לשטח שכבר היום מתבצעים בו חיפוש והפקה של גז, בכמות משרד האנרגיה לשווק 10,000 קמ"ר נוספים לחיפוש גז ונפט בעתיד הקרוב (משרד האנרגיה 2021).

- **דיג** קרקעית כגון דיג מכמורת או דיג במערך קרסים שוקע גורם להרס פיזי כמעט בלתי הפיך של תלישה ושכירה של אותם בתי גידול רגישים או אורגניזמים פגיעים (בעלי חיים ישיבים, כרישים, בטאים ועוד) הנמצאים במסלולו. דיג המכמורת אף גורם להרחפת סדימנט המסכנת בעלי חיים ישיבים, כמו אלמוגים וספוגים, אך גם עלולה לשחרר חומרים רעילים שהצטברו בקרקע ושיכולים לפגוע בבעלי חיים מסננים (Ramalho et al. 2018, D'Onghia 2019, Bradshaw et al. 2012). ציוד דיג נטוש המגיע גם משיטות דיג אחרות, שוקע לקרקעית, נכרך סביב מושבות בעלי חיים קרקעיים ועלול עם הזמן לגרום לתלישה ושכירה שלהם (Mytilineou et al. 2014, Sampaio et al. 2012). כמו כן, דיג בלתי מבוקר של טורפי על במערכת האקולוגית, עלול להביא לחוסר איזון במערכת כולה ובכך לפגוע בתפקודה ויכולת השרידות שלה (Clark et al. 2016).
- על פעילויות אלה מתווספות האפשרויות לקדם בשטח זה אנרגיה מתחדשת, חקלאות ימית ושימושים עתידיים נוספים, את חלקם קשה אף לחזות. זאת לצד שינויים סביבתיים ואקלימיים כמו פלישת מינים והתחממות מואצת אשר באים לידי ביטוי באופן קיצוני במיוחד במזרח הים התיכון ואשר מסוגלים להשפיע באופן ניכר על תפקוד והרכב המערכת האקולוגית הימית (Corrales et al. 2018, Chaikin et al. 2021). היעדר מדיניות ברורה ויישומית בנוגע לשמירת טבע ופיתוח כלכלי בר קיימה, משמעותו גם היעדר יכולת להיערך להשפעות אלו.

### ג. התשתית המשפטית להקמת שמורות טבע במים הכלכליים

הקמת שמורות ימיות במים הכלכליים הינה פרקטיקה משפטית מקובלת על פי הדין הבינלאומי, המטיל על המדינות חובה להגן על ערכי הטבע בתחום מרחב שיפוטן ומעודד הגדרת שטחים באזור הכלכלי הבלעדי שלהן כאזורים ללא דיג וללא ניצול משאבים (UNCLOS) 6. בישראל, מצטרפת לדין זה קביעת המשנה ליועץ המשפטי לממשלה כי דיני הגנת הסביבה חלים בשטח המים הכלכליים של ישראל (ליכט 2013). משמע- נדרש לפעול כעת לקידום שמורות טבע ימיות באמצעות הכלים הרגולטוריים הקיימים והזמינים.

בפועל, קיים כיום ואקום רגולטורי בתחום המים הכלכליים של ישראל הנובע מחוסר הבהירות לגבי תחולת הדין הישראלי מעבר למים הטריטוריאליים. מזה מספר שנים מקדמת ממשלת ישראל חקיקה אשר תקבע במפורש את המסגרת המשפטית באזורים הימיים שבתחומה, לרבות המים הכלכליים (הצעת חוק אזורים ימיים, התשע"ז – 2017). אולם חקיקה זו תקועה מזה שנים רבות ובינתיים מתקדם הפיתוח הכלכלי בשטח ולא נעשה איזון ראוי בין צרכי פיתוח ושימור. לכן, במקביל לקידום שמורות באמצעות הכלים הרגולטוריים הקיימים, יש לפעול במהרה להסדרת המסגרת המשפטית בתחום המים הכלכליים, לעגן בחקיקה המקומית את הסמכות להקמת שמורות טבע ולהרחיבה במסגרת חוקים יעודיים כדי לאפשר ניהול אפקטיבי של שטחים אלו ואכיפה בתחום (רוזנבלום 2020).

6 [https://www.un.org/depts/los/convention\\_agreements/texts/unclos/unclos\\_e.pdf](https://www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/unclos_e.pdf)

## למה שמורות ימיות?

שמורות טבע ימיות הן הכלי המרכזי, המוכח והיעיל ביותר לשמירת הסביבה הימית והמגוון הביולוגי בה ולהשגת מטרות שמירת טבע ימי. בעצם כך שהן מגינות על תפקודה ובריאותה של המערכת האקולוגית המספקת לחברה האנושית שירותים רבים, לשמורות ימיות גם תועלות סוציאקונומיות נרחבות. כמו כן, השמורות הימיות מונעות את הלחצים המקומיים על הטבע ובכך מאפשרות למערכת האקולוגית הטבעית להתמודד בהצלחה עם השינויים הגלובליים המאיימים עליה ואף למתן השפעות שליליות של שינויי אקלים, ביחס לשטחים לא מוגנים (Grorud-Clovert et al. 2021, Sala et al. 2021).

הגנה אפקטיבית על המגוון הביולוגי בים העמוק נעשית באמצעות הגנה מרחבית על שטחים טבעיים שעבורם מוגדרות מטרות להגנה על תפקוד המערכת האקולוגית והרכב המינים בה. שטחים אלו מנוהלים באופן ייעודי להשגת מטרות שמירת הטבע ובכך מתאפשרים בין השאר פיקוח ואכיפה בתחום השטחים המוגנים שיבטיחו הדרה של פעילות הרסנית מהם ומסביבתם (O'Leary et al. 2012).

השפעת האדם ניכרת גם באזורים מרוחקים שבהם כמעט ולא מתקיימת פעילות כלכלית ולכן יש להגן על שטחים נרחבים באזורים אלו. הפעילות הכלכלית בים, ובעיקר טווח השפעתה, נסתרים לרוב מעיני הציבור ומקבלי ההחלטות מעצם היותם של האזורים רחוקים ועמוקים ועצם המחקר המועט באזורים אלו (Ramirez-Llodra et al. 2011). לכן מתוך עיקרון זהירות מונעת, יש להקדים ולהכריז על שמורות ימיות במרחב הים העמוק, גם כדי להתמודד עם השפעות קיימות של פעילות כלכלית וגם כדי להקדים שימור לפיתוח שעתיד להתרחב באזור (O'Leary et al. 2019, Barbier et al. 2014, Wilhelm et al. 2014).

### א. הגנה על המגוון הביולוגי – היום ולדורות הבאים

שמורות טבע מהוות את ההגנה הטובה ביותר והשיקום היעיל ביותר של המגוון הביולוגי בים. השמורות מאפשרות לשמר ולשקם בתי גידול על כלל מרכיבי מארג המזון המתקיים בהם, מיצרנים ועד טורפים, וכן את התפקוד האקולוגי של המערכת. התועלות האקולוגיות של שמורות תועדו היטב בספרות המדעית והמקצועית וכוללות עלייה בגודל בעלי החיים, בצפיפות וביומסה של בעלי חיים בעלי ערך מסחרי ובמיוחד של דגים טורפים, עלייה בפוטנציאל רבייה, בעושר מינים, בכיסוי מצע חי ובשיקום אינטראקציות בין קבוצות שונות של בעלי חיים (Giakoumi et al. 2017, Edgar et al. 2014, Guidetti and Sala 2007). שמורה מוצלחת מאופיינת גם בחוסן בפני עקות סביבתיות שונות כמו השפעות של שינויי אקלים מכיוון שהיא משמרת את התפקוד הבסיסי של המערכת האקולוגית ומאפשרת לה לפתח התאמות לתנאים משתנים ולהשתקם מפגיעה (Sala et al. 2021).

### ב. מיתון השפעות שינויי האקלים

הגנה על שטחים טבעיים נרחבים ביבשה ובים שביכולתם להוות מבלע פחמן תביא לפחות פחמן דו-חמצני באטמוספירה ולהאט קצב ההתחממות הגלובלית (Dinerstein et al. 2019, Roberts et al. 2020). כמו כן, גז המתאן הנפלט מקרקעית הים ונחשב לאחד מגזי החממה המרכזיים הגורמים להתחממות גלובלית, מנוצל בים העמוק במהירות וביעילות על ידי אוכלוסיות החיידקים שהופכות אותו לפחמימנים לצורך הפקת אנרגיה ומונעות שחרור שלו לאטמוספירה (Knittel and Boetius 2009, Reeburgh 2007). האוקיינוסים והימים בעולם סופחים בין רבע-לשליש מכמות הפחמן הדו-חמצני הנפלטת לאטמוספירה בעיקר בתהליך פוטוסינטזה שתלוי בין השאר באספקת חומרי הזנה אל האזור הרדוד<sup>7</sup>. מחקרים רבים מצביעים על כך שהתחממות גלובלית של 1.5° צלזיוס בממוצע, הנגרמת כתוצאה מפליטת גזי חממה משימוש בדלקים פוסיליים, תהווה סכנה קיומית לכלל החיים על פני כדור הארץ (Intergovernmental Panel on Climate change 2018, Lovejoy and Hannah 2018). לכן, הגנה מרחבית לצרכי שימור תאפשר הגדלת השטחים שביכולתם ללכוד פחמן, הגנה על בתי גידול שביכולתם

<sup>7</sup> <https://climate.nasa.gov/>

ללכוד ולפרק גז מתאן והגנה על תפקוד המערכת האקולוגית ההכרחי לקיום תהליך הפוטוסינתזה וקיבוע הפחמן (Thurber et al. 2014, Sala et al. 2021).

בנוסף, אזורים בים העמוק יכולים להוות מפלט אקלימי לבעלי חיים הרגישים לעליית הטמפרטורה ושלהם סבילות גבוהה למנעד עומקים, ובכך לתרום למיתון השפעות שינויי האקלים על המגוון הביולוגי (Chaikin et al. 2021).

### ג. תרומת שמורות טבע ימיות לכלכלה כחולה

היכולת לפתח כלכלה רוחנית תלויה במערכת אקולוגית ימית בריאה ומתפקדת (OECD 2016). פעילויות כלכליות רבות תלויות באופן ישיר באספקה של משאבים מהים (דגה, וכדומה) או באופן עקיף בתוצרים של סביבה ימית מתפקדת (חקלאות ימית, התפלה ועוד). פגיעה ביכולת של המערכת האקולוגית הטבעית לספק תועלות אלו, תביא בהכרח להפסד כלכלי (Lillebø, Pita et al. 2017, Milon and Alvarez 2019). לעומת זאת, הרחבה של שמורות טבע לכדי 30% משטח כדור הארץ, יכולה להביא לתמורה כלכלית של עד 454 מיליארד דולר בשנה יותר מהתרומה שתתקבל ללא הרחבה של השמורות (Waldron et al. 2020). הערכות של הערך הכלכלי של המערכות האקולוגיות בים העמוק עדיין אינן מפותחות דיין אך נראה כי עומדות על אלפי דולרים לקמ"ר לשנה (Ressurreição et al. 2011 Folkers et al. 2018, Armstrong et al. 2019). כך למשל, הערך הכלכלי של מיתון השפעות האקלים (ספיחת פחמן), באזור המים הכלכליים של ישראל ומתחת לעומק של 100 מ', עומד על כ 21 מיליון יורו בממוצע לשנה (Peled et al. 2018).

### ד. מחויבות בינלאומית

מעצם היותן של שמורות טבע ימיות הכלי היעיל ביותר להגנה על המגוון הביולוגי ולהתמודדות עם שינויי האקלים, האמנות הבינלאומיות לשמירה על הסביבה מתמקדות בהצבת מטרות מרחביות לשמירת טבע. כך, אמנת המגוון הביולוגי, אמנת ברצלונה ואמנת הים מחייבות כולן את מדינת החוף להגן על הטבע בתחומי הים באמצעות הקמת שטחים מוגנים, לרבות בשטח המים הכלכליים (רוזנבלום 2020). כמו כן, שתי היוזמות הבינ-ממשלתיות המובילות כיום שמירת טבע ימית ואשר עליהן חתומות עשרות מדינות בכל יבשות העולם, חרטו על דגלן את המחויבות להגן על 30% משטח הימים והאוקיינוסים בעולם<sup>8</sup>. יוזמות אלו מחייבות השתתפות פעילה בתהליך גיבוש המהלכים להשגת יעדי השימור. שמורות טבע בתחום המים הכלכליים קיימות כבר היום במספר מדינות ברחבי העולם וכוללות אזורים של בתי גידול בנטיים יחודיים (לדוגמה, שמורת פרנק לוטנברג בארצות הברית<sup>9</sup>), אזורים חשובים למינים פלאגיים (לדוגמה שמורת פארק נלסון באוסטרליה<sup>10</sup>), ובתי גידול מייצגים, הכוללים גם אזורים נרחבים של קרקע בוצית וחולית (לדוגמה, שמורות Agulha Muds ו-Benguela mud בדרום אפריקה<sup>11</sup>). גם ישראל מחויבת בהקמת שמורות טבע ימיות בשטחה הימי ואף הצטרפה בחודש אוגוסט 2021 ליוזמות הבינלאומיות הנ"ל לאחר שהשרה להגנת הסביבה חתמה על מכתבי התמיכה ביוזמות והתחייבה לקדם שמורות במים הכלכליים. לפיכך, ישראל מחויבת לקדם הכרזת שטחים כשמורות טבע ימיות במהלך העשור הקרוב גם מעצם מחויבות בינלאומית<sup>12</sup>.

<sup>8</sup> <https://www.hacfnatureandpeople.org/home>

<sup>9</sup> <https://www.gov.uk/government/topical-events/global-ocean-alliance-30by30-initiative>

<sup>9</sup> <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/map/frank-r-lautenberg-deep-sea-coral-protection-areas-map-gis>

<sup>10</sup> <https://parksaustralia.gov.au/marine/parks/south-east/nelson/#map>

<sup>11</sup> <https://www.marineprotectedareas.org.za/agulhas-mud-mpa>

<sup>12</sup> <https://www.marineprotectedareas.org.za/benguela-mud-mpa>



## עקרונות התכנון של רשת שמורות ימיות

טיוטת העדכון של סעיף השטחים המוגנים באמנת המגוון הביולוגי, שידון בחודש ינואר 2022, מנוסח כך: "לפחות 30% משטחי היבשה והים, במיוחד שטחים בעלי חשיבות למגוון הביולוגי ולתרומה לציבור, ישמרו באמצעות מערכות מייצגות ומקושרות היטב של שטחים מוגנים המנוהלים באופן אפקטיבי וצודק..."<sup>13</sup>. בדומה, יעדי השטחים המוגנים על פי אמנת ברצלונה לים התיכון כוללים גודל מספק של שטח מוגן בו מיוצגים מגוון מערכות אקולוגיות, בתי גידול הנמצאים בסכנה ובהידרדרות, בתי גידול החשובים לרבייה והישרדות של מינים בסכנת הכחדה ואזורים בעלי חשיבות מדעית, תרבותית או חינוכית (UNEP 2019, 1995). יעדים אלו משקפים את עקרונות העל של תכנון השמורות – היקף, ייצוגיות, קישוריות, הגנה אמיתית וניהול אפקטיבי. כמו כן, אמנת ברצלונה קובעת כי בים התיכון יש לפעול בהקדם להגנה מרחבית גם כאשר חסר ידע מדעי מקיף, מתוך עקרון הזהירות המונעת, ומעצם העובדה כי ההשפעה השלילית של פעילות האדם על הסביבה הימית בים התיכון היא משמעותית (UNEP 1995).

להלן יפורטו יעדי תכנון רשת שמורות ימיות, בהתאם לנדרש באמנות בינלאומיות ובהתבסס על ידע מחקרי בנוגע למפתחות ההצלחה של תכנון שמורות טבע ימיות יעילות.

### א. היקף – 30% לפחות

המגמה העולמית כיום, הן בקרב החוקרים המובילים בתחום שמירת הטבע הימית, והן בקרב המוסדות הבינלאומיים וקובעי המדיניות הבכירים, היא כי יעד של הגנה מרחבית על לפחות 30% משטח הים, כרשת יעילה של שמורות מנוהלות, הוא היעד הנכון אל מול אתגרי השעה (Waldron et al. 2020).

### מדוע 10% אינם מספיקים?

בשנת 2010, מדינות העולם, וישראל בתוכן, אימצו יעד של הגנה על 10% מהשטח הימי עד שנת 2020 במסגרת אמנת המגוון הביולוגי (CBD 2011). מאז, שורה של מחקרים הצביעה על כך שיעד זה נמוך בצורה קיצונית ולא יספק את התוצאות הרצויות. לדוגמה, הגנה של 10% תאפשר רק הגנה על בתי גידול עם מגוון ביולוגי גבוה אך לא בהכרח תספיק כדי לכסות מבחינה מרחבית גם בתי גידול להם תפקיד משמעותי בהגנה על שלבי חיים שונים של מינים בסכנת הכחדה או כאלו שקולטים פחמן מהאטמוספירה בצורה מוגברת (Roberts et al. 2020).

### מדוע 30%?

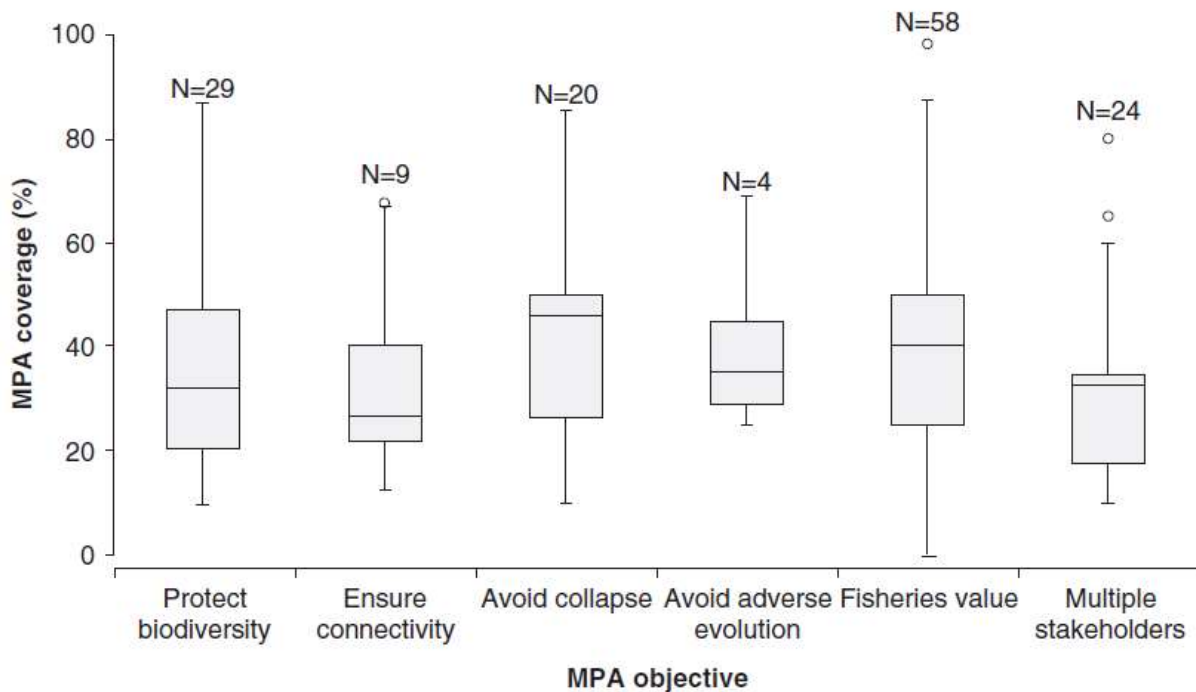
המחקרים חייבו כי הגנה של 30% תאפשר מצד אחד שמירה יעילה על המערכת האקולוגית ותמתן את השפעות האקלים, ומצד שני גם תאפשר מימוש של מטרות סוציאקונומיות (O'Leary et al. 2016). ברמה הגלובלית, הגנה של לפחות 30% תאפשר הגנה על מגוון בתי הגידול בעלי החשיבות לתפקוד המערכת האקולוגית, שטח מספק לקליטה ואחסון של פחמן ותועלות כלכליות משמעותיות (Balbar and Metaxas 2019, Magris et al. 2018, Waldron et al. 2020, O'Leary et al. 2016).

יעד של 30% הוכרז לראשונה בשנת 2014, כאשר קונגרס הפארקים העולמי קרא להגן על לפחות 30% מהשטח הימי העולמי כדי לשמר את המגוון הביולוגי ואת שירותי המערכת האקולוגית וכדי למתן את ההשפעות השליליות של פעילות האדם (World Parks Congress 2014). מאז, 30% הפך להיות היעד המקובל בקרב קובעי מדיניות ברחבי העולם אשר חתמו לאחרונה על שתי יוזמות להגנה על 30% מהשטח הימי העולמי עד שנת 2030 וביניהם האיחוד האירופי, קנדה, בריטניה, ארצות הברית, אוסטרליה, יפן, מקסיקו, איחוד האמירויות, ישראל ועוד

---

13 "Ensure that **at least 30 per cent** globally of land areas and of sea areas, especially areas of **particular importance for biodiversity** and its contributions to people, are **conserved through effectively and equitably managed, ecologically representative and well-connected systems of protected areas** and other effective area-based conservation measures, and integrated into the wider landscapes and seascapes"

עשרות מדינות נוספות 15:14. כמו כן, מטרה מרחבית זו כבר הוגדרה באסטרטגיה הרשמית של האיחוד האירופי למגוון ביולוגי עד שנת 2030 שבה הוצהר כי 30% מהשטח הימי של אירופה צריך להיות מוגן עד שנת 2030 ומתוכם לפחות 10% בהגנה מרבית (European Commission 2020).



אחוז השטח הנדרש להשגת מטרת שמורות ימיות. ממוצע של 144 מחקרים מרחבי העולם שסקרו סביבות שונות. במתן משקל שווה לכל המטרות, נמצא כי בממוצע 35% מהשטח הימי צריך להיות מוגן על מנת להשיג את אחוז המטרות הגבוה ביותר. מתוך: O'Leary et al. 2016. הקו שבמלבן האפור מייצג את החציון, שולי המלבן מייצגים את שגיאת התקן והקווים שמעל ומתחת למלבן מייצגים את טווח הנתונים.

### ב. מיקום/ פריסה מרחבית – הגנה על בתי גידול ייחודיים ומייצגים

#### • הגנה על בתי גידול ייחודיים

מרבית שטח הקרקעית בים העמוק הוא מצע רך. אך בשטח זה משובצים אזורים שבהם תופעות גיאולוגיות ואוקינוגרפיות יצרו נישות המהוות בסיס לבתי גידול ייחודיים. כמו כן, מינים שונים השוכנים בקרקעית ובסביבתה בים העמוק, מסוגלים ליצור מבנים וסביבות ביוגניות (למשל צברים, שוניות) שסביבם מתפתחות מערכות אקולוגיות עם מגוון ביולוגי גבוה (IUCN 2019). לפיכך, בתי גידול ומינים אלו, נמצאים בלב מאמצי השימור של הים העמוק בעולם כולו. בתי גידול אלה מהווים מוקדים בהם עושר ביולוגי רב ומתפקדים כנווה מדבר בהיבט המורכבות המבנית והמשאבים. לאור נדירותם, מחד, והמורכבות שלהם מאידך, הם רגישים ביותר לפגיעה פיזית או לזיהום ולכן **השאיפה היא להגן על 100% משטחם** (IUCN 2019).

14 <https://www.gov.uk/government/topical-events/global-ocean-alliance-30by30-initiative>

15 <https://www.hacfornatureandpeople.org/home>



מערכות אקולוגיות ייחודיות אלו מכונות-16 (Vulnerable marine ecosystems או Deep-sea benthic communities, והן כוללות מבנים גיאופיזיים, בתי גידול ומינים אופייניים (FAO 2018, Otero and Mytilineou 2022, BOEM 2010). לדוגמה, נציבות הדיג של הים התיכון (GFCM) אשר פועלת להגנה על בתי גידול רגישים בים העמוק מפני נזקי דיג, הגדירה אינדיקטורים לנוכחות של מערכות אקולוגיות רגישות המחולקים לשלוש קטגוריות מרכזיות אשר כל אחת מהן בנפרד יכולה להוות בסיס להחלטה לאסור פעילות דיג בשטח:

- מאפיינים גיאופיזיים- תצורות קרקעית שיתכן ותומכות במערכות אקולוגיות רגישות. לדוגמה, קניונים תת ימיים, מדרונות תלולים, נביעות מתאן ועוד.
- בתי גידול- חברות אשר סביר כי עונות על הגדרת הנציבות למערכות אקולוגיות רגישות. לדוגמה, גני אלמוגים, גני ספוגים, חברות כימוסינטטיות ועוד.
- בעלי חיים אינדיקטורים- רמות טקסונומיות שונות של קבוצות בעלי חיים כמו תולעים, אלמוגים, צדפות ועוד.

להלן דוגמאות לתצורות גיאופיזיות ובתי גידול התומכים במערכות אקולוגיות רגישות בים העמוק, אשר נצפו בשטח המים הכלכליים של ישראל שיש לפעול להגן עליהן:

### **גני אלמוגי עומק-**

אלמוגי עומק המותאמים לסביבת הים העמוק החשוכה, ניזונים בעיקר מזואופלנקטון וחומרי מזון המגיעים מעמודת המים ("שלג ימי"). אלמוגים אלו מייצרים מעין יער על קרקעית הים העמוק ומספקים בית גידול לבעלי חיים רבים נוספים כמו דגי קרקעית ולכן ידועים כאזורים עם עושר מינים רב (IUCN 2019). באזורים שונים בעולם, גני האלמוגים מהווים אזורי אומנה שבהם מתרבים ומתקיימים כרישים ודגים שונים בשלבי חייהם הראשונים (Henry et al. 2013). אוכלוסיות האלמוגים של הים העמוק נמצאות בדעיכה בים התיכון כפי הנראה בעקבות השפעות שינויי האקלים והרס בתי הגידול כתוצאה מדיג קרקעית ועבודות תשתית (Bo et al. 2014, D'Onghia et al. 2016). אלמוגי עומק נצפו בתחום המים הכלכליים של ישראל באזור הפרעת פלמחים בעומקים של 450-850 מ' (Coleman et al. 2012). תפוצתם נכללת בבתי גידול 12 ו-63 במסמך הסקר האסטרטגי הסביבתי (כנרי ותום 2021).

### **נביעות גז ואבעבועים-**

נביעות גז הן מוקדים של דליפת גזים (בעיקר מתאן) מהקרקעית אל גוף המים. דליפות כאלה כוללות זרימה של הידרוקרבונים כמומסים, ולעיתים בעבוע של גז חפשי. אבעבועים (pockmarks) הם שקעים בקרקעית הים העמוק ומדרון היבשת הנוצרים בקרקע בוצית באזורי נביעות גז. שקעים אלו משתנים בגודלם, ממטרים בודדים ועד מאות מטרים. סביב חלק מנביעות גז בקרקעית הים, התפתחו חברות חיידקים המפיקים אנרגיה וחומר אורגני מתרכובות הגז הכימיות- תהליך הנקרא כימוסינטזה. יצרנות זאת מושכת אליה בעלי חיים הניזונים מהחומר האורגני וכך למעשה התפתחה בחלק מאזורי נביעות הגז מערכת אקולוגית ייחודית שבה מתקיים עושר ביולוגי. בעלי החיים מסויימים, כמו תולעים וצדפות, מקיימים סימביוזה עם החיידקים היצרנים, ונותנים להם מחסה פיזי בתוך הרקמות שלהם. אחרים, כמו סרטנים וקיפודי ים, ניזונים ישירות ממצע החיידקים. שאר בעלי החיים, כמו דגים שונים, ניזונים מבעלי החיים

---

16 ארגון המזון והחקלאות העולמי של האו"ם (FAO) הגדיר כי VME הן מערכות אקולוגיות בקרקעית הים אשר רגישות לנזקי דיג ולהן מאפיינים של ייחודיות או נדירות, מאפשרות תפקוד תקין של מארג המזון, רגישות, יכולת התחדשות נמוכה ומורכבות מבנית (<https://www.fao.org/fishery/en/topic/166303>).

הנ"ל. נביעות הגז, ביחד עם תהליך הכימוסינטזה, יוצרות משקעים של סלעים פחמניים וכך נוצרים אזורים נדירים של מצע קשה בקרקעית הים, המתקיימים גם לאחר שנביעת הגז נפסקת, ומהווים בפני עצמם אזור התיישבות מועדף לבעלי חיים רבים בים העמוק, למשל, לצדפות ותולעים קודחות ולאמוגי עומק (Tudela and Simard 2004, IUCN 2019). מערכות אקולוגיות כימוסינטטיות התגלו סביב נביעות מתאן באזור הפרעת פלמחים שבשטח המים הכלכליים של ישראל ונצפו מספר אזורים עם אבעבועים רבים (Rubin-Blum et al. 2014, Makovsky et al. 2020). מערכות אלו מתוארות במקבץ בתי הגידול מספר 11 בסקר האסטרטגי הסביבתי ובעדונו ב-2021 (כנרי ותום 2021).

לאחרונה התגלו באזור נביעות המתאן שבים העמוק מול חופי ישראל, מוקדי רבייה של דגי סחוס (כנרי ותום 2021, Makovsky et al. 2021). בים העמוק חיים דגים שונים אשר פיתחו התאמות ייחודיות למחייה בסביבה זו המאופיינת בתנאים קיצוניים. בין דגים אלו, בולט שיעור גבוה במיוחד של דגי סחוס, פי 10 גדול יותר מאשר במים הרדודים. ידוע ממקומות אחרים בעולם כי בתי הגידול הקרקעיים בים העמוק הם בעלי חשיבות לרבייה וכאזורי אמנה עבור מיני דגי סחוס שונים (Etnoyer et al. 2018, Henry et al. 2013).

כמו כן, אזורי אבעבועים התגלו ברצועת העומקים 800-1200 מ' בסקרים שבוצעו על ידי חברות הגז הפועלות בשטח. כפי הנראה, יש עוד איזורים רבים עם אבעבועים לאורך החוף ברצועת עומקים זו. מסקירה פרטנית של מספר אבעבועים שנעשתה על ידי חברות הגז, נמצא כי 26% מהאבעבועים מאוכלסים על ידי תולעים רב זיפיות כימוסינטטיות 17. חשוב לציין כי תולעים אלו הן לא האינדיקטור היחיד לקיום המערכות הכימוסינטטיות המתפרסות על פני שטח שהוא כפי הנראה נרחב בהרבה משטח האבעבוע עצמו (Cordes et al. 2021).

### **בריכות תמלחת בקרקעית הים-**

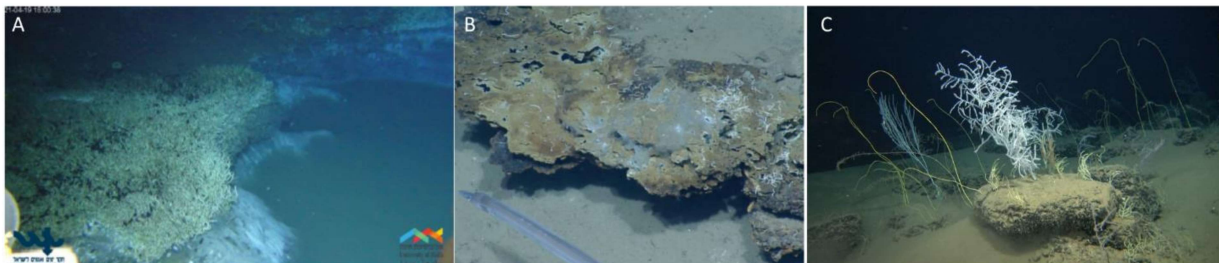
בתנאים גיאולוגיים מסוימים נובעות מהקרקעית תמלחות עשירות במתאן ומימן גופרי או פחמימנים אחרים. בשל צפיפותם הגבוהה, תמלחות אלו זורמות על הקרקעית ומצטברות למעין בריכות עם מליחות גבוהה במיוחד ומכילות ריכוזים גבוהים של חומרים נוספים (כמו למשל גפרית ומתאן). הפרש הריכוזים והצפיפות שבין מי הים ובריכות התמלחת, מביא לכך שכמעט ואין ערבול של נוזל התמלחת. בסביבות בריכות אלו יש התיישבות של תולעים, סרטנים וחוריריות (foraminifera) המקיימים סימביוזה עם חיידקים אשר עמידים במיוחד לריכוזי המלח הגבוהים. בריכות תמלחת נחשבות נדירות בים התיכון וההשערה היא שבעלי החיים בסביבתם ברובם עדיין לא נחקרו ולא ידועים למדע (Tudela and Simard 2004, IUCN 2019). בריכות תמלחת נמצאו עד כה בתחום המים הכלכליים של ישראל רק באזור הפרעת פלמחים בבית גידול 68 המהווה חלק ממקבץ בתי הגידול 11 בסקר האסטרטגי הסביבתי (Makovsky et al. 2021, כנרי ותום 2021).

### **קניונים תת ימיים-**

מאפיינים בעיקר את אזורי מדרון היבשת ומהווים סביבה בעלת חשיבות אקולוגית רבה. המורכבות המבנית של קניונים יוצרת סביבה עם משטר זרמים ייחודי המערבל את שכבות המים ויוצר עושר של חומרי הזנה בסביבתם. לכן, קניונים תת ימיים ידועים כאזורי מחייה מועדפים עבור בעלי חיים רבים ביניהם דגים פלאגיים ויונקים ימיים (Roditi-Elasar et al. 2019, Würd 2012, IUCN 2019). בים התיכון הישראלי קיימים קניונים תת ימיים רק בתחום המים הריבוניים בחלק הצפוני של החוף, כאשר הקניון המשמעותי ביותר הוא קניון אכזיב הידוע בעושר ביולוגי יחסית רב (Roditi-Elasar et al. 2019, Elasar et al. 2013).

17 [https://www.gov.il/BlobFolder/generalpage/enviromental\\_info\\_file3/he/Lev\\_Pipeline\\_habitats\\_2018.pdf](https://www.gov.il/BlobFolder/generalpage/enviromental_info_file3/he/Lev_Pipeline_habitats_2018.pdf)

כמו כן, ידוע ככלל שמורכבות מבנית של קרקעית הים קשורה למגוון הביולוגי המתפתח באזורה. לפיכך, גם מבנים כמו תעלות קרקעיות וגלישות קרקע, הם אזורים בהם מתפתחים אותם בתי גידול ייחודיים ולכן מהווים בפני עצמם אזורים מועדפים לשימור (Zeppilli et al. 2016).



בתי גידול ייחודיים שנתגלו באזור הפרעת פלמחים במים הכלכליים של ישראל. A- בריכות תמלחת, B- נביעות גז מתאן וסלעים קרבונטיים, C- אלמוגי עומק. צילום: Makovsky Y, Weissmann A, Tchernov D, University of Haifa; Rubin-Blum M, IOLR; Antler G, Ben Gurion University & IU

### בתי גידול מייצגים –

על פי עקרון זה, יש להגן על נתח של 20-30% מכל בית גידול שאינו בית גידול ייחודי (על בתי גידול ייחודיים יש להגן באופן מלא) (Ceccarelli et al. 2021). מתוך שאיפה לשמור על כלל המגוון הביולוגי לאורך זמן, יש לתכנן שמורות המגנות על מגוון רחב של בתי גידול מייצגים השונים זה מזה בהרכב החברות והמגוון הביולוגי בהם (Day and Roff 2000).

קרקעית של מצע רך מהווה את מרבית שטח הים העמוק. אולם, שטח זה אינו אחיד- סוג המצע הרך, גודל הגרגר, העומק והעושר התזונתי, משתנים מאזור לאזור וכך גם חברות המינים המאכלסות כל אזור. חשוב כמובן לזכור ששטחים מייצגים הם מלאי חיים, וקרקעית הים הרכה מלאה בדרך כלל במחילות, בעלי חיים המחופרים במצע הרך ובעולם חי נסתר מהעין. הצורך בשימוש בעיקרון הזהירות המונעת בתהליכי תכנון שמורות מתחדד אף יותר לאור חוסר הידע הקיצוני לגבי סביבת הים העמוק והשפעת שינויי האקלים על בתי גידול ימיים רבים. לכן, תכנון המשקלל ייצוגיות בתי גידול ברשת שמורות ימיות יכול לתרום במידה רבה לשרידות המערכת האקולוגית לאורך זמן ובתנאים משתנים (Fischer et al. 2019).

השטחים הכלולים בבתי גידול מייצגים ושאינם ייחודיים, ממלאים תפקודים אקולוגיים חשובים למחזור החיים של אורגניזמים ימיים רבים, המשתמשים בשטח כחלק ממחזור חייהם והם הכרחיים לשימור המערכת האקולוגית הימית. ייצוגיות היא מרכיב חשוב שיש לבחון בתהליך התכנון כחלק מכלל השיקולים התכנוניים גם כדי להתמודד עם חוסר וודאות או חוסר ידע הקיים לגבי בתי גידול מסוימים (Fischer et al. 2019, Milla-Figueras et al. 2020).

### מדרון היבשת-

בים התיכון הישראלי, מדרון היבשת משתרע בין העומקים 1000-200 מ' וכולל אזורים מגוונים הכוללים קניון תת ימי עמוק בצפון, גלישות קרקע גדולות בדור ופלמחים ובניהן גלישות קרקע קטנות. רוב המדרון מורכב ממצע בוצי וגודל הגרגר במצע הולך ויורד עם העומק. הצפיפות הכוללת של החי בתוך המצע יורדת גם היא עם העומק, אולם, דגם חברות החי בתוך המצע לאורך המדרון הוא מגוון ביותר לאורך ולרחב מדרון היבשת. כלומר, המדרון עצמו מכיל מספר רב של בתי גידול בעומקים השונים עם חברות שונות (Lubinevsky et al. 2017). החי על המצע במדרון היבשת כולל בעיקר דגי גרם, דגי סחוס, סרטנים, רכיכות, קווצי עור, נוצות ים וספוגים. גם עבור קבוצות אלו נצפתה ירידה בצפיפות ובביומסה עם העומק לאורך המדרון

(לובינסקי ותום 2014, Goren et al. 2019). יחד עם זאת, נמצא כי מגוון המינים אינו יורד בהכרח עם העומק לאורך המדרון וכי מינים רבים שלא תועדו קודם באזור, מתגלים בכל סקר, מה שמצביע, בדומה לאזורי ים עמוק אחרים בעולם, על מחסור רב במידע ביולוגי מאזור זה (Goren et al. 2019).

### מישור הבתיאל-

נמצא מעבר למדרון היבשת עד לעומק 2500 מטרים. הוא שטוח יחסית, מורכב רובו ממצע רך וחוצות אותו תעלות גדולות מכיוון דרום-מזרח לכיוון צפון-מערב. שטח זה מאופיין בצפיפות ומגוון נמוכים יחסית של חי בתוך המצע עם כתמיות, אך מחצית מהמינים בשטח זה הם מינים ספציפיים לבתי הגידול שבשטח ולא יכולים להתקיים בבתי גידול מסוג אחר (Lubinevsky et al. 2017). החי על המצע באזור זה כולל בעיקר דגים וסרטנים ומעט רכיכות (לובינסקי ותום 2014).

### בתי גידול פלאגיים-

**ייצוג של בתי הגידול הפלאגיים בתכנית השמורות, צריך לכלול הגנה על מגוון גופי המים בשטח התכנית ולכלול אזורים המייצגים את בתי הגידול האלו בעונות השונות** (Ban et al. 2014). עמודת המים מורכבת מגופי מים הנבדלים זה מזה בדינמיקה, בטמפרטורה ובכימיה ולכן גם בהרכב המינים הנמצאים בהם (Puerta et al. 2020). תכונות גופי המים מוכתבות במידה רבה ממשטר הזרמים ומשתנות בזמן ובמרחב- בצורה אופקית, אנכית ועונתית. מעט ידוע על הרכב המינים והדינמיקה של המערכת האקולוגית בגופי המים שמעל הים העמוק כיוון שאזור זה נחקר עוד פחות מאשר אזור הקרקעית. אף על פי כן, באזור המים הכלכליים של ישראל ישנן תצפיות של יונקים ימיים 18, וכן נצפו במספר סקרים צבי ים וכרישים (Würtz 2010). כמו כן, בחלקים מסוימים זהו בתי גידול עונתיים לדגי טונה כחולת סנפיר (Druon et al. 2016).

### **• יתירות ושכפול –**

עקרון זה עומד על הצורך לוודא כי בתי הגידול המייצגים ישמרו במספר אתרים נפרדים כמענה למקרה של פעולת פיתוח לא מבוקרת, או אסון לא מכוון כמו דליפת נפט, זיהום, פעילות ביטחונית לא צפויה או הטלת פסולת/ כרייה, אשר תוצאתם היא פגיעה קשה בשטח המייצג. פיזור הסיכונים ונקיטה באמצעי זהירות זה היא על משקל "לא לשים את כל הביצים בסל אחד" (Laffoley and kilarski 2008).

### ג. איכות – גודל, שימושים אסורים, ניהול

איכות השמורות תקבע במידה רבה את יכולתן לספק תועלות אקולוגיות וחברתיות (Grorud-Clovert et al. 2021):

שטח נרחב- שמורות ימיות גדולות, הכוללות מגוון בתי גידול המאופיינים במצע שונה ובטווח עומקים גדול, נדרשות כדי לספק את המרחב הדרוש לבעלי חיים ימיים להשלמת מעגל החיים ולתמוך בהמשך קיומם.

18 <https://www.marinemammalhabitat.org/imma-eatlas/>

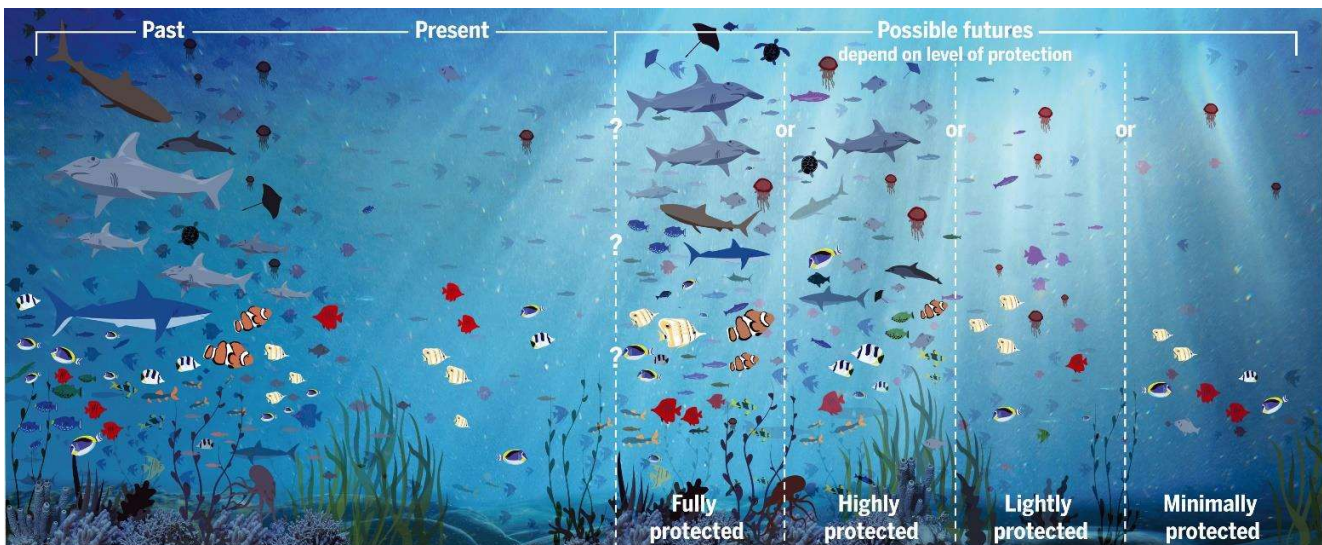
19 <https://accobams.org/>

המחקרים העולמיים ממליצים על שמורות הגדולות מ-100 קמ"ר כדי שיהיו אפקטיביות בהשגת מערכת אקולוגית משגשגת (Edgar et al. 2014).

הגנה תלת מימדית – הגנה על עמודת המים והקרקעית תבטיח הגנה על המערכת האקולוגית הימית הדינמית שבה תהליכי הזנה ותנועה מתרחשים במרחב תלת מימדי. באופן זה, תהליכים המתרחשים בעמודת המים, משפיעים על הקרקעית ומחקרים הראו כי קיים צימוד בין המערכות גם בעומק (Valls et al. 2014). לכן, הגנה תלת מימדית תבטיח את קיום כלל התהליכים ואת תפקוד המערכת האקולוגית (Agardy et al. 2016). החשיבות של הגנה תלת מימדית בים העמוק אף מתעצמת לנוכח השפעות שינויי האקלים שצפויות להשפיע בין השאר על התפוצה האנכית של בעלי חיים בגוף המים (Chaikin et al. 2021, Morales et al. 2021)

איסור פעילות הרסנית בשטח השמורה – פעילות הרסנית כמו דיג או קידוחי גז ונפט בשטח השמורה פוגעת אנושות במבנה ותפקוד המערכת האקולוגית. מחקרים ממאות שמורות ברחבי העולם הוכיחו כי רק שמורות שבהן נאסרת לחלוטין פעילות הרסנית, הן שמורות המביאות תועלות אקולוגיות וסוציאקונומיות משמעותיות (Sala and Giakoumi 2018, Sala et al. 2018, Grorud-Clovert et al. 2021, ירוחם 2019).

פיקוח ואכיפה – כלי ניהול אפקטיביים דרושים על מנת לממש את כלל היתרונות שמציעות שמורות ימיות לצרכי שימור טבע ימי. אזורים רבים ברחבי העולם המוכרזים כמוגנים אינם מספקים בפועל הגנה על הסביבה הימית, מכיוון שהם סובלים מחוסר בניהול ואכיפה בשטח. אכיפה של איסור שימושים היא מה שהופך את השטח מ"שמורה על הנייר" לשמורה בפועל שבה נאכף כראוי איסור הפעילות ההרסנית (Grorud-Clovert et al. 2021, Agardy et al. 2016).



האפקטיביות של שמורות ימיות ומכך גם עתיד האוקיינוסים נקבעים במידה רבה ממידת ההגנה הקיימת בשמורות. שמורות שבהן חל איסור מוחלט על ניצול משאבים מכל סוג, הן השמורות המניבות את התועלת הסביבתית הרבה ביותר. מתוך: Grorud-Clovert et al. 2021.

קיים חשש כי כחלק מהניסיון לעמוד ביעדי שימור שאפתניים, מדינות רבות יכריזו על רשת שמורות ימיות באזורים נרחבים מרוחקים בהן לא מתקיימת כמעט בכלל פעילות אדם וששמורות אלו יהוו למעשה "שמורות על הנייר" בלבד (paper parks). אולם, הגנה נרחבת על מערכות אקולוגיות בתוליות שלא נפגעו עדיין מפעילות אדם מהווה תרומה משמעותית להשגת מטרות שמירת טבע דווקא מכיוון שמתרחשת עוד לפני שמערכות אלו מגיעות למצב מדורדר, ששרידותן גבוהה יחסית ושטחן הגדול תורם רבות להשגת יעדי השימור העולמיים (O'Leary et al. 2019, Wilhelm et al. 2014). כמו כן, ניסיון העבר מראה כי צמיחת אוכלוסיית האדם בעולם והדרישה הגוברת למשאבים, לא מותירה אף שטח חף מהשפעה של פעילות

כלכלית, גם אם הפעילות עצמה אינה מתקיימת בו. לכן, הכרזת שמורות גדולות באזורים שטרם נפגעו, אפשרית בחלון זמן מוגבל ביותר שיש לנצל בהקדם (O'Leary et al. 2018).

#### ד. שמירה על קישוריות –

תכנית השמורות צריכה להתוות רשת של שמורות המחוברות ביניהן באמצעות תנועה של אורגניזמים-לארוות פלאגיות או יחידות הפצה אחרות המפוזרות באמצעות זרמי הים, או פרטים צעירים ובוגרים ממינים נודדים של בעלי חיים ימיים (Carr et al. 2017). תנועת אוכלוסיות, פרטים, גנים, תאי מין וגם חומרים, בין אוכלוסיות, חברות ומערכות אקולוגיות היא תהליך אקולוגי בסיסי. לכן, קישוריות בין בתי גידול תאפשר שמירה על המגוון הביולוגי ועל התהליכים האקולוגיים במערכת ותגביר את שרידות המערכת להפרעות (Cannizzo et al. 2021, Wilson et al. 2020). לשם כך, השמורות צריכות להיות מספיק קרובות זו לזו כדי שיתפקדו כ"אבני קפיצה" לפרטים ואוכלוסיות בשלבי החיים השונים ובמיוחד בשלב הלארוולי שבו יש חשיבות גבוהה ביותר ליכולת התפוצה של בעלי חיים ימיים רבים (מרחקים מומלצים נעים בין ק"מ ספורים ועד עשרות ק"מ בהתחשב בסוג המערכת האקולוגית 21-22). המרחק האפקטיבי כדי לאפשר קישוריות בין השמורות צריך להקבע גם על פי משטר הזרמים המקומי ומאפייני הלארוות של מיני המטרה.

כמו כן, בין השמורות צריך להתקיים מרחב נטול מחסומים או הפרעות ככל הניתן. באופן טבעי, קיימים מחסומים לתפוצה של לארוות שהם תוצאה של משטר זרמים, הבדלים בין גופי מים (למשל טמפרטורה ומליחות) או למשל אזורים של עליית מי עומק עשירים בחומרי הזנה ודלים בחמצן (Upwelling) (Teske et al. 2008, Bors et al. 2012). אולם, על אלו מתווספים מחסומים הקשורים בפעילות אדם בים אשר משנה מבנים ביוגנים בקרקעית הים (משל דיג מכמורת, קידוחי גז ונפט וכריית מינרלים) ועלולה להשפיע על הדינמיקה של שחרור לארוות התיישבות וגיוס (Baco et al. 2016). הידע הקיים היום לגבי קישוריות בים העמוק הוא מוגבל ביותר.

#### ה. התחשבות בהשפעות אקלימיות אפשריות –

השפעות שינויי האקלים על הסביבה הימית ניכרות בכל רחבי העולם והתחזיות צופות השפעות חמורות יותר בשנים הבאות שצפויות להיות הרסניות במיוחד לבתי הגידול בים העמוק (Johnson et al. 2018, Ramirez-Llodra et al. 2011, Turley et al. 2007). כמו כן, מזרח הים התיכון נחשב לאזור רגיש במיוחד להשפעות שינויי האקלים כיוון שאזור זה מתחמם בקצב מהיר יחסית וכבר היום שוררים בו תנאים שנחשבים לקיצוניים כגון עוני בנוטריאנטים, שיעור יצרנות נמוך, מליחות גבוהה וטמפרטורה גבוהה (Sisma-Ventura et al. 1992, Hecht et al. 2014, Sisma-Ventura et al. 2017). בעקבות תנאים אלו, מינים רבים באזור נמצאים קרוב לסף הסבילות שלהם לתנאים סביבתיים ולכן רגישים במיוחד להקצנה של התנאים אשר עלולה לדחוק אותם אל מחוץ למערכת האקולוגית ובכך לעודד התבססות של מינים פולשים (Rilov 2016).

המגמות החזיות של שינויי האקלים צפויות להחמיר אף יותר את ההשפעות המרכזיות שכבר נצפו בסביבה הימית (Bindoff et al. 2019):

- עלייה בטמפרטורה ובקצב התחממות מי הים ניכרים באופן קיצוני באזורי הים הרדודים ונמדדו גם בים העמוק. בעומק 2 ק"מ, הטמפרטורה צפויה לעלות בכ-1 מעלת צלזיוס עד שנת 2100 תחת תרחיש פליטות מינימליות.

20 <https://marineprotectedareas.noaa.gov/nationalsystem/mpa-networks.html>

21 Ceccarelli, D. M., K. Davey, G. P. Jones, P. T. Harris, S. V. Matoto, J. Raubani, and L. Fernandes. 2021. How to Meet New Global Targets in the Offshore Realms: Biophysical Guidelines for Offshore Networks of No-Take Marine Protected Areas. *Frontiers in Marine Science* 8

22 <https://jncc.gov.uk/advice/marine-protected-areas/>

- החמצה של מי הים נצפית כתוצאה מספיגה מוגברת של פחמן דו-חמצני שריכוזו עולה באטמוספירה. ירידה מתמשכת של עד 0.29 יחידות pH ביחס למצב כיום צפויה עד שנת 2100. החמצה של מי הים פוגעת בין השאר במושבות אלמוגי עומק אשר רקמות השלד שלהם מתמוססות ו/או לא נבנות היטב במי הים עם ירידת ה-pH.
- ירידה בריכוזי החמצן כתוצאה מעליית טמפרטורת המים ניכרת אף בעומק של 1000 מ' מתחת לפני הים וצפויה להמשיך ולרדת בכ- 3.7% עד שנת 2100 ביחס למצב הנוכחי. בים העמוק, השפעה זו עלולה להתבטא בפגיעה במערכות כימוסינטטיות אשר מתבססות על חיידקים סימביוטיים התלויים בחמצן לתהליך הכימוסינטטי.
- השפעה על שיעור היצרנות הראשונית בים נצפית כתוצאה משינוי במחזורי חומרי ההזנה בעקבות השייכוּב המוגבר בגוף המים הנגרם מעליית הטמפרטורה. שיעור היצרנות צפוי לרדת ב- 11%-4 עד שנת 2100 ביחס למצב הנוכחי. בים העמוק, שינוי במחזורי חומרי הזנה עלול להביא לפחות שקיעה של חומר אורגני מפני המים וכתוצאה מכך לירידה בביומסה של בעלי חיים בים העמוק ולגודל גוף קטן יותר.
- שינויים בתפוצה של מינים, החל מיצרנים ועד יונקים ימיים ושינוי בהרכב חברות ואינטראקציה בין בעלי חיים נצפית בתגובה לעליית הטמפרטורה. מגמה זו צפויה להחמיר בעשורים הקרובים ולגרום לירידה בביומסה הכללית של בעלי חיים ימיים בשיעור של עד 15%.

ביוזמות תכנון אשר מכוונות לשקלל את השפעות שינויי האקלים על הסביבה הימית, קיימות שתי גישות מנוגדות- האחת גורסת כי יש להגן על בתי הגידול הרגישים ביותר לשינויי האקלים כדי לנסות ולשפר את עמידותם בפני השפעות האקלים העתידות לבוא, והשנייה גורסת כי יש לקדם הגנה על אזורים בהם לא צפויים שינויים אקלימיים משמעותיים כדי שאזורים אלו יוכלו לתפקד כמפלט אקלימי ולהגן על המגוון הביולוגי הרחב ביותר לעומת אזורים שבהם ישרדו רק מינים שפיתחו התאמות ויסתגלו לשינויים האקלימיים (Wilson et al. 2020). יתכן כי יעילות הגישות תשתנה בהתאם לאזור, לבתי הגידול ולתרשיש האקלימי שיתרחש. שטח המים הכלכליים של ישראל, כחלק מאגן הלבנט, נחשב כאזור הרגיש במיוחד להשפעות שינויי האקלים מכיוון שקצב ההתחממות בו הוא מואץ (Rilov 2016, Ozer et al. 2017). כך, שבאזור זה יתכן שזיהוי והגנה על אזורים של מפלט אקלימי, תביא את התועלת הרבה ביותר.

#### 1. מטרות הגנה מבוססות מינים ובתי גידול-

לכל מין ואוכלוסייה יש שטח מחייה הכולל את האזורים הנחוצים להזנה ורבייה. שטחים אלו יכולים להשתנות במיקומם ו/או בגודלם בשלבי החיים השונים שלהם וכמובן גם בתהליכי נדידה. הגדרת מטרות הגנה בתכנון שמורות ימיות, מבוססות לא רק על השטח הכולל הנקבע לתכנית (למשל 30%), אלא גם על השטח המינימלי הדרוש כדי להגן על יכולת אוכלוסייה או בית גידול על כל רכיביו הביולוגיים, לתפקד בשלבי חיים או אפילו עונות שונות. אלו חשובים במיוחד עבור מיני מטרה לשימור כמו מינים בסכנת הכחדה ומיני מפתח (Rilov et al. 2019).

מעבר לכך, מחקרים חדשים מצביעים על החשיבות שבהגנה על שטחים המקופים בתי גידול ייחודיים (ולא רק על בית הגידול הייחודי עצמו) כמו נביעות מתאן משום שבשטחים אלו מתקיימות אינטראקציות בין בעלי חיים האופייניים לאזורי נביעות עם בעלי חיים מהסביבה. שטחים אלו הם מעין שטחי מעבר שלהם חשיבות רבה למעבר חומרי הזנה בין אזורי יצרנות כימית לשטחים בהם אין יצרנות (Cordes et al. 2021). בנוסף, שינויים סביבתיים כמו שינויי אקלים צפויים אף לגרום לשינוי בטווחי התפוצה של בעלי חיים רבים ותכנון השמורה צריך לשאוף לייצג את טווחים משתנים אלו (Wilson et al. 2020).

#### 2. קביעת מרחבי חיץ סביב השמורה-

נדרשים שטחי חיץ משמעותיים בין בתי גידול ייחודיים ובין פעילות אדם המאיימת על המערכת האקולוגית הימית בכדי להבטיח שהשפעה שלילית של הפעילות (דיג, זיהום, וכדומה) לא תפגע בבית הגידול. אפקט

הקצה (edge effect) הוא תופעה מוכרת בשמורות שבה נצפית השפעה שלילית של פעילות אדם מחוץ לשמורה על בעלי החיים בקצה השמורות. שטחי חיץ בין בתי גידול ייחודיים וקצה השמורה יכולים להקטין את הסיכוי לאפקט קצה שמשפיע באופן שלילי על בית הגידול. גודל החיץ נקבע בין השאר על פי גודל השמורה- ככל ששטח השמורה גדול יותר, כך יורד היחס בין היקף השמורה לשטח השמורה ואפקט הקצה יורד ( Arias et al. 2021, Ohayon et al. 2016). לכן תכנון השמורה צריך לבטא גודל שמקטין את שטחו היחסי של אפקט הקצה ומיקום בתי גידול ייחודיים במרכז השמורה עד כמה שניתן. חשוב לציין כי איזור (zoning) בתוך השמורות מעורר ביקורת מדעית עולמית שמדגימה כיצד שמורות שמאפשרות פעילות הרסנית בשטחן (כגון דיג וקידוחי דלקים) אינן משיגות את יעדי שמירת הטבע שהוצבו. לכן, אין אזור החיץ בין בתי גידול ייחודיים לבין גבול השמורה להוות אזור המנהל בשונה משטחו של בית הגידול הייחודי.



## יישום עקרונות ויעדי התכנון עבור רשת שמורות טבע בים העמוק

אופן התכנון של שמורות הטבע הימיות יקבע במידה רבה את היעילות של השמורות בהגנה על המערכת האקולוגית הימית הטבעית, על תפקודה ועל מגוון בתי הגידול והמינים בה. לכן, חשוב ביותר ששלב התכנון יהיה מבוסס מדע, יתכלל מגוון שיקולים סביבתיים וכלכליים ויתבצע כהליך אליו שותפים בעלי עניין מגוונים.

### א. תכנון שמורות טבע שיטתי (Systematic conservation planning)

תכנון שמורות הטבע הוא אמנם תכנון סקטוריאלי, אך כדי להגדיל את ההיתכנות לקידום התכנית ולהשיג תמיכה ציבורית נרחבת בה, התכנון צריך להיעשות באופן המתכתב עם המציאות הכלכלית הקיימת והצפויה. לכן, תכנון שמירת טבע נעשה לרוב תוך שימוש בכלים תומכים לקבלת החלטות המסייעים למתכננים לתעדף אזורים לשימור על פי ערכם הסביבתי והכלכלי ועל פי תרחישי פיתוח או שימור מציאותיים, המגובשים ביחד עם בעלי העניין כדי להשיג את יעדי התכנון.

הכלי הנמצא בשימוש הנרחב ביותר בעולם כיום לצורך תעדוף מרחבי של שטחים לשימור הוא ה-Marxan. כלי זה עושה שימוש במידע מרחבי של תפוצת מינים ובתי גידול (המבוסס תצפיות או אינדיקציות) כמו גם במידע מרחבי של פעילות האדם בשטח התכנון כדי לזהות אזורים מועדפים לשימור תוך שמירה על התועלות הסוציאלקונומיות. לדוגמה, הכלי יתעדף גבוה אזור לשימור כאשר קיימים בו בתי גידול ומיני מטרה לשימור ואשר ערכו לפעילות כלכלית הוא נמוך. לעומת זאת, הכלי יתעדף נמוך לשימור אזור בו לא קיימים בתי גידול ומיני מטרה ואשר מתקיימת בו פעילות כלכלית ענפה. באמצעות כלי זה ניתן לבחון מספר תרחישי שימור עם מטרות מרחביות שונות ורמות הגנה משתנות. כמו כן, הכלי יכול לתת חשיבות להיבטי תכנון נוספים כמו קישוריות מבנית בין בתי גידול, קישוריות מבנית בין שמורות, ייצוגיות בתי גידול, גודל מינימלי של שמורה וכדומה. הכלי מספק מספר הצעות לתעדוף השטח לשימור על פי רמות משתנות של תועלת סביבתית וכלכלית<sup>23</sup> אשר מהוות את הבסיס לקבלת ההחלטות על ידי בעלי העניין<sup>24</sup>.

### ב. אתגר פערי הידע והצורך בשימוש במודלים לחיזוי מרחבי

מחקר בסביבת הים העמוק הוא מורכב מבחינה לוגיסטית ויקר ביותר. כתוצאה מכך, קשה לחקור באופן ישיר שטח זה, ולמפות ולאפיין אותו בתצפית ישירה בהיקפי שטח משמעותיים. לכן, מיפוי תפוצת בתי גידול ומינים בים העמוק, נעשה כיום בעיקר באמצעות מודלים לחיזוי מרחבי של בתי גידול המתבססים על אינדיקטורים שונים, כדי לאתר אזורים בים העמוק בהן מתקיימות מערכות אקולוגיות ייחודיות (Cordes et al. 2016, Manea et al. 2020, Lim et al. 2021).

מודל חיזוי מרחבי הוא למעשה תהליך של ניתוח מרחבי שבמהלכו מחושבת ההסתברות להמצאות בתי גידול בשטח מסוים. תהליך זה עושה שימוש בנתונים מאזורים בהם נצפו בתי גידול ייחודיים ונחקרו התנאים הסביבתיים בהם, כדי להשליך על הסיכוי להמצאות בתי גידול דומים באזורים עם מאפיינים דומים. כך, ניתן לחשב את מידת ההתאמה שבין מאפיין סביבתי מסוים להמצאות בית גידול מסוים. מידת התאמה זו נבדקת בתהליך הניתוח הסטטיסטי עבור שטח רחב יותר שעדיין לא נחקר ואשר התנאים הסביבתיים בו ידועים. כך, ניתן לייצר מפת חיזוי לבתי גידול בים העמוק שבה רמות וודאות משתנות בהתאם למידת הוודאות הסטטיסטית שנמצאה (להרחבה ראה נספח א).

### ג. שימוש במודל זרמים לבחינת קישוריות בין בתי גידול

התהליכים האקולוגיים החשובים להבנת הקישוריות ולייצוגה בתהליך תכנון השמורות, כוללים אפיון של אזורי שחרור ביצים, אוכלוסיות מקור של לארוות ואוכלוסיות היעד, משטר זרמים ומאפיינים טופוגרפיים כגון תעלות

<sup>23</sup> <https://marxansolutions.org/>

<sup>24</sup> <https://marxansolutions.org/community/>

ומאפייני התפוצה של בעלי החיים השונים (כגון יכולת ציפה ותנועה בשלב הלארוולי, משך חי הלארוות, משך זמן פלאגי של בעלי חיים ישיבים) (Roberts et al. 2003, Foley et al. 2010, Wilson et al. 2011). ההבנה שלנו לגבי דגמי קישוריות פונקציונלית בים העמוק היא עמומה למדי. זאת מכיוון שמרבית בעלי החיים בים העמוק לא נחקרו באופן מקיף ומשום שמחקרים הראו כי בים העמוק תפוצת הלארוות ולכן גם הקישוריות, נקבעת במידה רבה גם מהתנועה האנכית של לארוות בעלות יכולת שחייה או ציפה, מהעומק בו הן נודדות, ומגורמים רבים נוספים שקשה לחקור כמכלול באופן ישיר ומורכב למדל (Baco et al. 2016, Gary et al. 2020, Strömberg and Larsson 2017, McVeigh et al. 2017). כיום, הדרך המקובלת ביותר לאפיין קישוריות פונקציונלית בים העמוק היא באמצעות מודלים ביופיזיקליים והידרודינמיים שמנסים לחזות באופן מיטבי את דגם התפוצה של לארוות מיני הים העמוק בהתחשב במאפייניהם הביולוגיים הייחודיים, דגמי תפוצת קבוצות המינים והמאפיינים הסביבתיים בשטח התכנון (McGillicuddy et al. 2010, Yearsley and Sigwart 2011, Gary et al. 2020).

**ד. שימוש במודל מארג מזון לבחינת השפעת תרחישי שינויי אקלים על המערכת האקולוגית**  
שינויי אקלים הם גורם מרכזי של אי וודאות בתכנון שמורות טבע בים העמוק מכיוון שהשפעת שינויי האקלים כמעט ולא נחקרה באזור זה והשינויים הצפויים מבוססים על תחזיות (Ceccarelli et al. 2021). כדי לנסות ולהבין כיצד שינויי האקלים עתידים להשפיע על המערכת האקולוגית ולהתאים לכך את תכנון השמורות, ניתן להשתמש במודל מארג מזון שבו מיוצגים המינים השונים במערכת האקולוגית, הביומסה שלהם, שיעורי היצרנות והצריכה והאינטראקציה שלהם עם בעלי חיים אחרים. באמצעות מודלים אלו, ניתן לבחון לאורך זמן ומרחב את תגובת המערכת האקולוגית להשפעות מגוונות, אנתרופוגניות וסביבתיות (Corrales et al. 2018). בין השפעות האקלים הוודאיות החזיות היא התחממות מי הים ולכן בחינה של השפעת התחממות באמצעות מודל מארג מזון, תתרום לעיצוב רשת השמורה בצורה שתספק הגנה מיטבית בהיותן:

- אזורי מפלט אקלימי בהם קצב ההתחממות הוא איטי במיוחד ושאליהם צפויים לנדוד מינים עם סבילות גבוהה למנעד עומקים וסבילות נמוכה לטמפרטורה גבוהה (Chaikin et al. 2021).
- אזורים שעלולים להיות מושפעים באופן קיצוני מעליית הטמפרטורה. זאת בכדי להפחית לחצים על מינים בעלי העדפות עומק ספציפיות אשר יתקשו להעתיק את מקום מחייתם כתגובה להתחממות (Chaikin et al. 2021, Wilson et al. 2020).
- מגינות על בתי גידול פלאגיים שבהם ידועים זרמים עונתיים המאופיינים בטמפרטורה נמוכה ועושר בנטריאנטים (Belkin et al. 2022)

**ה. ייצוג דינמיקה אנכית של המערכת האקולוגית בתכנון שמירת טבע- הגנה על הקרקעית ועמודת המים שמעליה**

חוסר קיצוני במידע לגבי הים העמוק ואי בהירות חקיקתית באזור, מקשים על קביעת מידת הפרעה של פעילות כלכלית בים למערכת האקולוגית. יחד עם זאת, ידוע כי הצימוד הדו-כיווני בין המערכת הבנטית והפלאגית משמעו כי השפעות שליליות בגוף המים העליון עוברות בצורה אנכית לכל מארג המזון ובאות לידי ביטוי גם בקרקעית (Pauly et al. 2020, Ceccarelli et al. 2021). הקישוריות האנכית בים העמוק חשובה לא רק לתהליכי הסעה של חומרי הזנה אלא גם לתהליכי נדידה של מינים בשלבי חיים שונים (כולל תנועה אנכית ברמה היומית) ולכן הגנה מרחבית צריכה לשאוף לשמורות גדולות, לכלול את שטח הקרקעית יחד עם עמודת המים שמעליה ולהתחשב בכיוון הזרמים עד כמה שניתן בכדי להבטיח שמירה על תפקוד המערכת האקולוגית בשלמותה (Papastamatiou et al. 2015, Ceccarelli et al. 2021).

## 1. שיתוף בעלי עניין

שקיפות ושיתוף בעלי עניין וציבור בתהליכי תכנון שמירת טבע בים העמוק, תגדיל את התמיכה הציבורית בתכנית ואת הסיכוי להטמעתה (Artis et al. 2020, Katsanevakis et al. 2020). בתכנון שמורות טבע בים העמוק, יש חשיבות גדולה במיוחד לשיתוף בעלי עניין ובעיקר אלו הפועלים בשטח, בין השאר כדי להקטין את אי הוודאות הנובעת מחוסר הידע הקיצוני הקיים עבור אזור זה (De Santo 2013, Katsanevakis et al. 2020). הסקטורים הפועלים בשטח, יכולים לתרום מידע רב לגבי המתרחש באזור הן מבחינה סביבתית והן מבחינה כלכלית ובכך לעצב תכנית מבוססת ידע ובעלת פוטנציאל נמוך לקונפליקט מרחבי עם סקטורים אחרים (De Santo 2013, Katsanevakis et al. 2020, Ceccarelli et al. 2021).

## 2. גיבוש מדיניות

במקביל לתכנון המרחבי, יש לגבש מדיניות ולקדם חקיקה לשמירת טבע בשטח התכנון. מדיניות זו, צריכה להתבסס על מדיניות בינלאומית ולאומית לשמירת טבע ימי ולהתייחס למאפיינים הייחודיים של שטח התכנון והאיזמים הרלוונטים על המערכת האקולוגית בשטח זה. לפיכך, תכנית השמורות תכלול המלצות לניהול השימושים בתחומן, המתבססות על איזמים קיימים ופוטנציאלים כגון ספנות, דיג, קידוחי גז טבעי ונפט, הקמת תשתיות, הטלת פסולת וכריית מחצבים (Grorud-Clover et al. 2021).

## השגת יעדי תכנון השמורות- נקודות להתייחסות בתהליך התכנון

מקורות	יישום בתכנית	עקרון תכנוני
	100% משטח בתי גידול ייחודיים שנצפו וכן מאזורים בהם מודל החיזוי המרחבי מנבא הסתברות גבוהה 25 להמצאותם, הגדרת בית גידול ייחודי תעשה על פי קריטריונים מקובלים בעולם (לדוגמה סיווג של ה-IUCN ושל מכון NCOSS) יכלול בשטח השמורות המוצעות.	<b>בתי גידול ייחודיים</b>
Agardy et al. 2016 Abdulla et al. 2009	אחוז השטח עליו יש להגן מכל בית גידול מייצג ייקבע בתהליך התכנון רק לאחר אפיון כל בתי הגידול בשטח התכנית.	<b>ייצוגיות</b>
	בתי הגידול השונים מיוצגים ביותר משמורה אחת ברשת השמורות כדי להבטיח את תפקוד המערכת גם במקרה של אסון סביבתי	
	ייצוגיות השטחים המוגנים תיבחן גם ברמה אזורית ואף רחבה יותר כדי לקדם שימור של מינים אנדמיים ושל מינים נודדים	
JNCC26 Wilson et al. 2020	השמורות המגינות על בתי גידול דומים יהיו מספיק קרובות זו לזו כדי שיתפקדו כאבני קפיצה לפרטים ואוכלוסיות בשלבי החיים השונים ובמיוחד בשלב הלארוולי שבו יש חשיבות גבוהה ביותר ליכולת התפוצה של בעלי חיים ימיים רבים.	<b>קישוריות</b>

סף הסתברות גבוהה יקבע במהלך עבודת צוות הסביבה על בניית מודל החיזוי על פי הערכות שישקפו את 25 מידת הוודאות של התוצאות

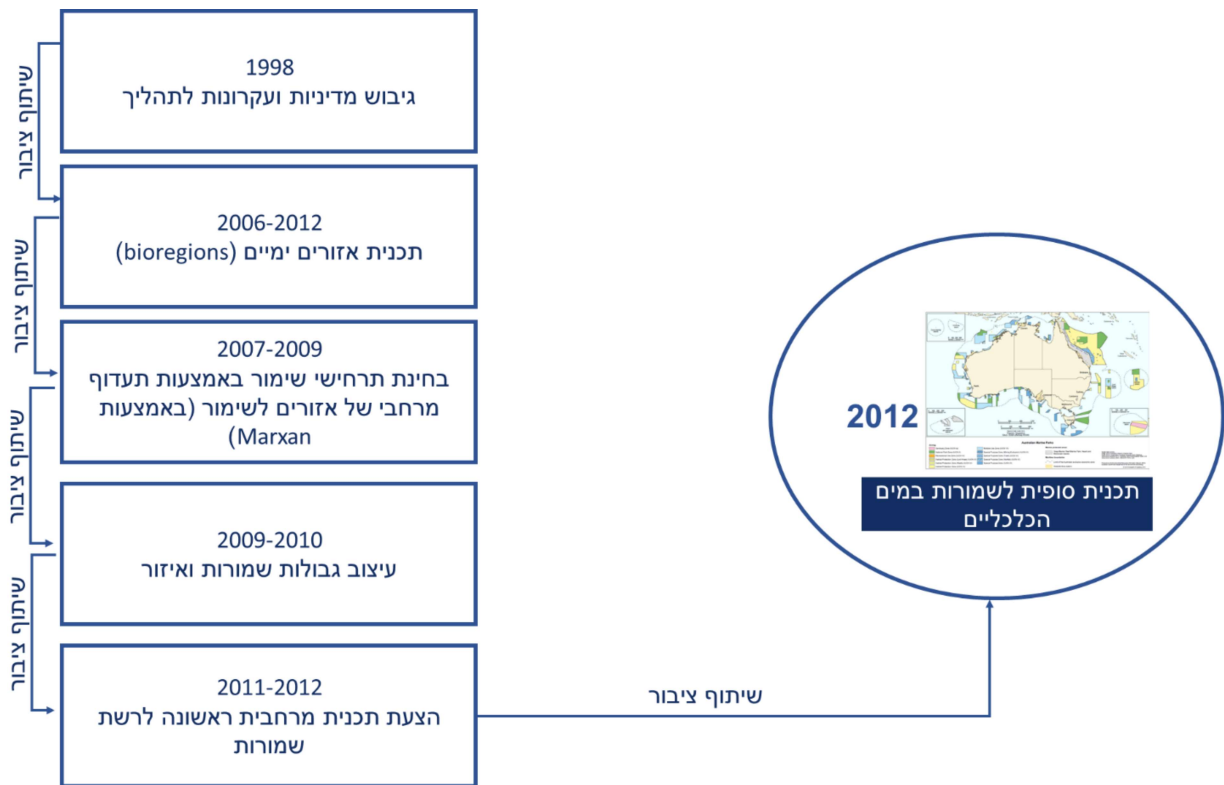
26 <https://jncc.gov.uk/advice/marine-protected-areas/>

	המרחק בין השמורות בתכנית ייקבע על פי משטר הזרמים המקומי ומאפייני הלאררות של מיני המטרה.		
Chaikin et al. 2021 Wilson et al. 2020	<p>- זיהוי והגנה על בתי גידול אופייניים למיני מטרה בעלי העדפות עומק ספציפיות. מינים אלו יתקשו להעתיק את מקום מחייתם כתגובה להתחממות ולכן יש להפחית לחצים עליהם בבתי הגידול הנוכחיים.</p> <p>- זיהוי והגנה על בתי גידול עמוקים אליהם צפויים לנדוד מיני מטרה עם סבילות גבוהה למנעד עומקים וסבילות נמוכה לטמפרטורה גבוהה.</p> <p>- יש לבחון שימוש בגישות חדשניות לתכנון שמורות שנעות בין אזורים בעקבות מיני מטרה כדי להגדיל את התועלות של שמורות ימיות תחת ההשפעות של שינויי האקלים הגורמים לשינוי תחומי התפוצה של מינים.</p>	שרידות בפני השפעות אקלימיות	
Levin et al. 2015 Washburn et al. 2018 Maxwell et al. 2020	<p>- יש להגדיר את השטח הדרוש להגנה של מיני מטרה (למשל מינים בסכנת הכחדה, מינים אנדמיים וכדומה) ובתי גידול הזקוקים להגנה מרחבית ככל שניתן על פי מידע מהספרות המדעית ועל ידי עבודה ייעודית של צוות הסביבה של הפרוייקט על היבטים של פונקציונליות מרחבית של בתי גידול ייחודיים.</p> <p>- יש לאפיין את אוכלוסיות המטרה הקשורות לבתי גידול מסוימים על מנת להציע הגנה מרחבית שמכסה את כלל שטח בית הגידול הרגיש. לדוגמה, הגנה על חברות של חסרי חוליות החיות בתוך המצע סביב נביעות מתאן.</p> <p>- עבור מינים נודדים ובמיוחד מינים גדולים, יש לבחון שימוש בגישות לתכנון שמורות שנעות בין אזורים בעקבות מיני המטרה.</p>	מטרות הגנה מבוססות מינים ובתי גידול	
מנהל התכנון 2020 IUCN 2019 Dulvy et al. 2016 Collette et al. 2011 Cordes et al. 2016 Carrol et al. 2017	<p>- בתוך השמורות יש לאסור שימושים שעלולים לפגוע בבתי הגידול הייחודיים והרגישים. שימושים אלו הכוללים:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. דיג מכל הסוגים- פעילות פוגענית לבעלי חיים ובתי גידול וגורם הסיכון החמור ביותר לבתי גידול קרקעיים ולדגה. מסיבות אלו דיג אסור בשמורות הימיות במים הריבוניים בישראל ויש לקיים איסור זה גם בשמורות במים הכלכליים.</li> <li>2. קידוח והפקה של דלקים פוסיליים- פעילות המהווה איום מרכזי על בתי גידול בים העמוק בכל שלבי החיפוש וההפקה וביתר שאת במקרה של דליפה.</li> <li>3. הנחת צנרת גז ונפט- מסכנת את בתי הגידול באזור הפריסה ואת השטח כולו במקרה של דליפה.</li> <li>4. סקרים סיסמיים- פעילות הגורמת לזיהום רעש ומשפיעה על החי בעמודת המים.</li> <li>5. כרייה תת ימית- פעילות הרסנית לבתי גידול קרקעיים בים העמוק כתוצאה מהשפעות הרס פיזי, הרחפת סדימנט, זיהום ורעש וכן לבעלי חיים בעמודת המים כתוצאה מרעש וזיהום.</li> <li>6. כבלים תת ימיים- השפעה נקודתית על בתי גידול קרקעיים בעת הפריסה.</li> </ol>	ניהול שימושים בתוך השמורות	
Fisher et al. 2014 Cordes et al. 2016 Ramalho et al. 2018	<p>- אזור החיץ בין פעילות כלכלית ולבין בתי גידול ייחודיים ייקבע לאחר ניתוח סיכון ספציפי מכל פעילות ועבור כל בית גידול.</p> <p>- ניתוח הסיכון יתייחס גם לשלבים שונים של הפעילות והסכנות המאפיינות כל שלב (לדוגמה, ניצול משאבי גז-</p>	אזורי חיץ	

Mytilineou et al. 2014	סכנה מזיהום רעש בעת סקרים סייסמים ועד סכנה מדליפת דלקים בשלב ההפקה).	
Ohayon et al. 2021	- אזור החיץ ייקבע גם על פי פריסת השמורה במרחב ולפי מיקום בתי הגידול הקרקעיים הייחודיים בתחומה.	
Davies et al. 2016	- הפעילויות הכלכליות העיקריות שעבורן ייבחנו מרחקי החיץ הם:	
Picciulin et al. 2021	.6. חיפוש והפקה של דלקים פוסיליים- הרחפת סדימנט, זיהום סדימנט, זיהום רעש, זיהום עמודת המים	
Ludvigsen et al. 2018	.7. דיג- אפקט קצה (Edge effect), הרחפת סדימנט, ציוד דיג נטוש והסחפות ציוד דיג.	
Tougaard et al. 2009	.8. הקמת תשתיות קרקעיות או צפות- הרחפת סדימנט, זיהום אור, זיהום רעש, זיהום סדימנט, זיהום עמודת המים	
Hammerle and Mailstop 2018	.9. תעבורה ימית- זיהום רעש, זיהום עמודת המים, זיהום סדימנט.	
Davies et al. 2016		
Strbenac 2017		
March et al. 2021		
Culin et al. 2018		

## 5. דוגמה מהעולם- תהליך תכנון רשת שמורות טבע במים כלכליים של אוסטרליה

בשנת 1992 החל באוסטרליה תהליך של תכנון רשת שמורות טבע ימיות בתחום הימי שמעבר לתחום שיפוט המדינה (Commonwealth waters) המשתרעים מ-3 מייל ימי ועד קצה גבול המים הכלכליים של אוסטרליה). התהליך התרחש בשתי רמות משילות: 1. רמה לאומית- שבה הוגדרו המדיניות, החזון והיעדים וכן נעשתה חלוקה של תהליך התכנון למספר אזורים. 2. רמת המדינה או הטריטוריה- שבה נעשה סיווג של אזורים ביולוגיים בשטח ותכנון השמורות על פי המאפיינים הסביבתיים, הכלכליים והחברתיים בכל אזור.



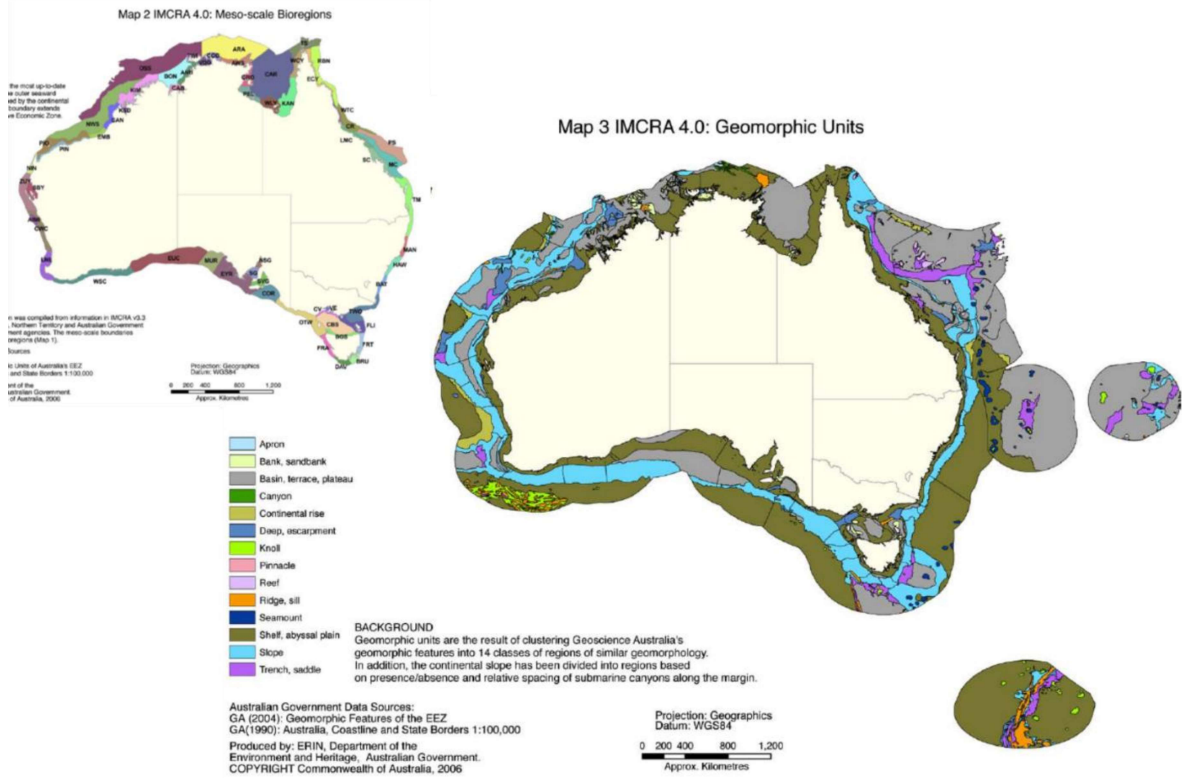
תהליך תכנון שמורות טבע ימיות במים הכלכליים (commonwealth waters) באוסטרליה. התהליך כלל עיצוב מדיניות, איפיון אזורים ביולוגיים, תעדוף אזורים לשימור, שיתוף רחב של ציבור ובעלי עניין וגיבוש תכנית לרשת שמורות טבע ימיות באזור אשר נמצאות בתהליכי הכרזה שונים מאז שנת 2012.

התהליך המדעי של תכנון השמורות כלל בעיקרו תהליך אפיון של אזורים ביולוגיים (Bioregions) ותעדוף אזורים לשימור:

איפיון אזורים ביולוגיים- יצירת פרופיל של המאפיינים האקולוגיים, הביופיזיקליים ואלמנטים לשימור בכל אזור. בתהליך זה נעשה שימוש באינדיקטורים כדי לאפיין אזורים רבים עבורם לא היה קיים מידע סביבתי<sup>27</sup>. בייחוד

<sup>27</sup> "A key concept used in IMCRA, and widely applied in conservation planning where direct observations of biodiversity distribution are rarely available, is surrogacy. Surrogates of distribution of biodiversity in the marine environment are usually physical attributes, such as seabed geomorphology or depth, that provide a reasonable proxy for the distribution of biodiversity. Geological and oceanographic surrogates, combined with available data on the biota in some places, were used to underpin the development of

נעשה שימוש במאפיינים גיאופיזיים של הקרקעית כדי לזהות תפוצה של בתי גידול ייחודיים הזקוקים להגנה. (להרחבה על השימוש באינדיקטורים בתהליך התכנון, ראה Harris et al. 2008). שלב זה ארך כ-6 שנים שבסופן התוצרים היו נתונים להערות ציבור ובעלי עניין. התוצר הסופי התעדכן על פי ההערות ועל פי ממצאים חדשים מהשטח וממידול28.



סיווג לאזורים ביולוגים על פי מאפיינים גיאופיזיים כשלב מקדים לפני תעדוף האזורים לשימור. מתוך: Beeton et al., 2015

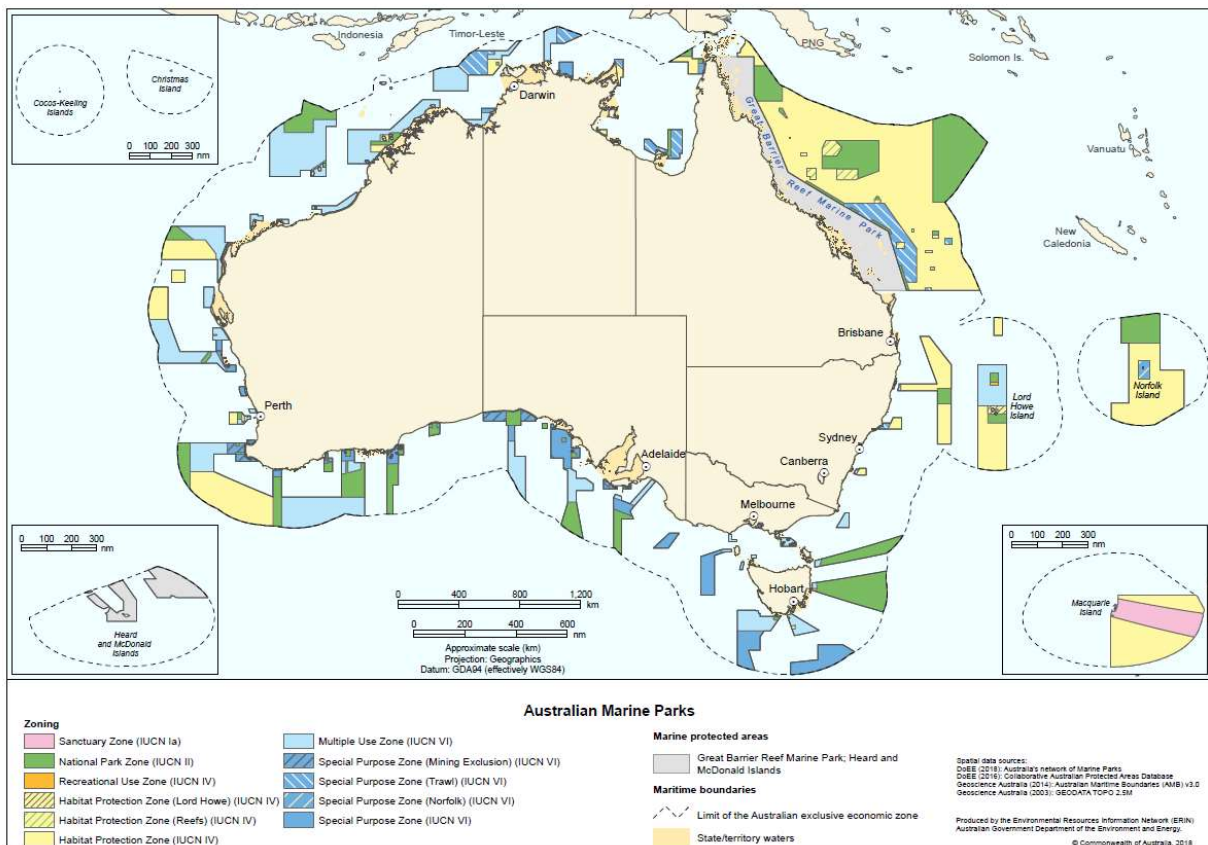
תעדוף אזורים לשימור - שקלול מפות האזורים הביולוגים עם מידע על פעילות כלכלית בכל אזור לתעדוף אזורים לשימור באמצעות הכלי Marxan ועל פי סיווג IUCN לשמורות. תוצרי התהליך היו נתונים גם הם להערות ציבור לפני עיצוב סופי של תכנית השמורות בכל אזור (ראה תרשים תהליך תכנון השמורות למטה).

מתוך סיכום וועדת המומחים: "IMCRA v4.0, which in turn underpins the design of the CMR networks". Commonwealth Marine Reserves Review Report of the Expert Scientific Panel

28 <https://parksaustralia.gov.au/marine/management/background/review-reports/>

CMR zone type	IUCN Category assigned	Assigned IUCN Category description
Sanctuary Zone	IUCN Ia—Strict nature reserve	Managed mainly for science
Marine National Park Zone	IUCN II—National Park	Managed mainly for ecosystem conservation and recreation
Habitat Protection Zone	IUCN IV—Habitat/species management area	Managed mainly for conservation through management intervention
Recreational Use Zone		
Multiple Use Zone	IUCN VI—Managed resource protected area	Managed mainly for the sustainable use of natural ecosystems
General Use Zone		
Special Purpose Zone		

סיווג השמורות בשטח התכנית האוסטרלית (CMR) שעוצבו בהתאם לקטגוריות השימור של ה-IUCN. מתוך: Beeton et al. 2015





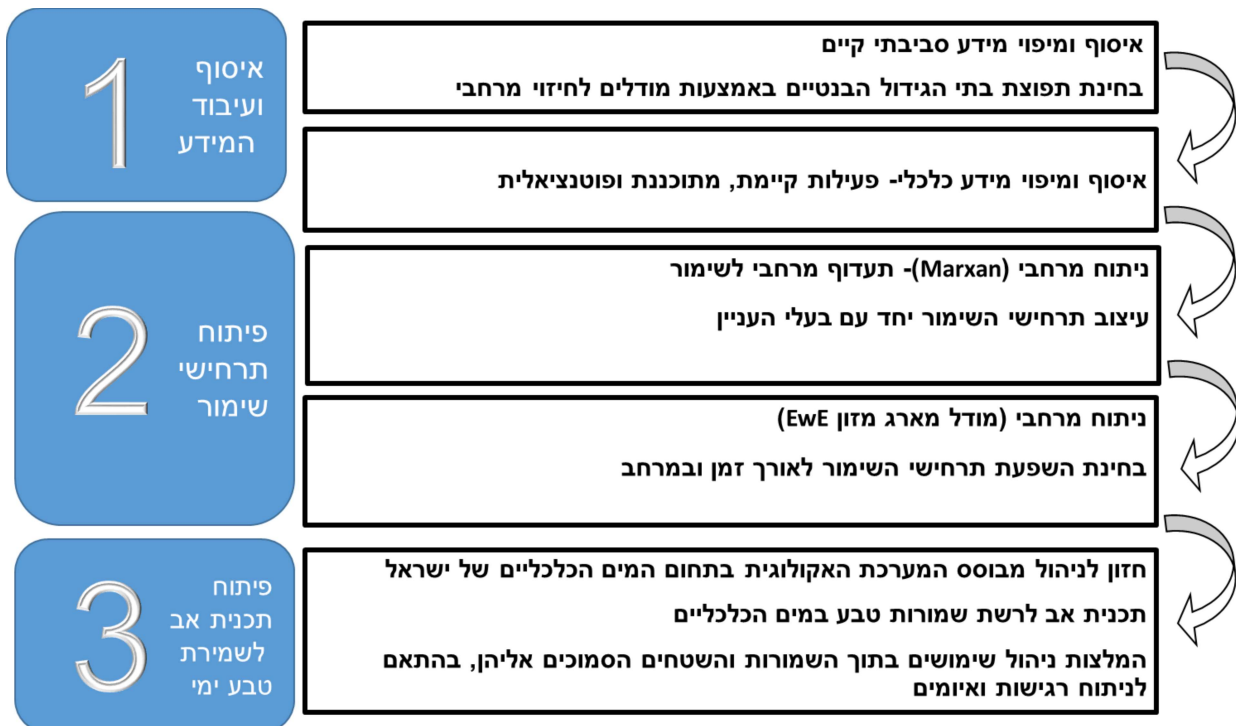
תכנית שמורות הטבע במים הכלכליים (commonwealth waters) באוסטרליה אשר הובאה לאישור בשנת 2012. השמורות מכסות שטח של 37% משטח הימי של אוסטרליה מעבר למים הטריטוריאליים. 58 שמורות כבר הוכרזו. מתוך: Beeton et al. 2015.

שמורות עם רמת הגנה מקסימלית (no-take) מהוות שטח של 16% משטח המים הכלכליים. העובדה כי שטח השמורות כולו אינו מוגן ברמת הגנה מקסימלית, עורר ביקורת מדעית לאור המידע המצטבר לגבי חוסר היכולת של שמורות עם הגנה חלקית לספק את התועלות הסביבתיות והחברתיות המצופות ( Beeton et al. 2015, ) (Turnbull et al. 2021).

## 6. תהליך גיבוש תכנית אב לשמורות טבע ימיות במים הכלכליים של ישראל

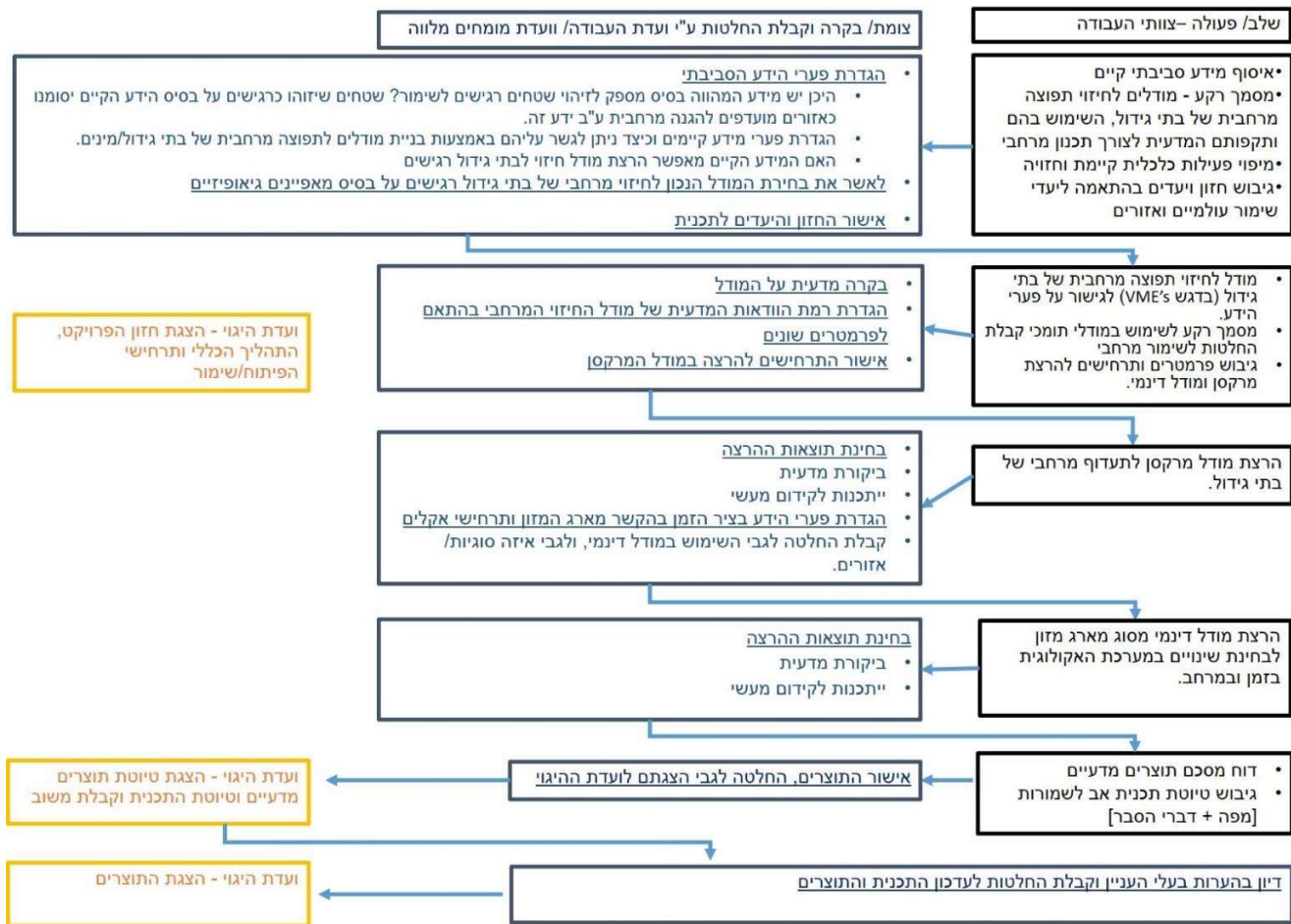
היוזמה לגיבוש תכנית אב לשמורות טבע במים הכלכליים של ישראל נעשית מתוך כוונה לשלב את תוצרי התכנון במהלכי תכנון מרחבי ימי למים הכלכליים, כשיתקיימו. עד שיתקיימו תכנון ימי כולל (Marine spatial planning), תוצרי התכנית מיועדים להיות בסיס להתייחסות אל מול יוזמות פיתוח קיימות ועתידיות, לשמש כעוגן למאמצי שימור נקודתיים עד שתחול חקיקה מסדירה כוללת באזור זה ולמקד מאמצי מחקר לאזורים בהם קיימים פערי ידע משמעותיים.

לשם גיבוש התכנית יש צורך לזהות את האזורים הראויים לשימור במים הכלכליים על פי תפיסת תכנון של הגנה על מערכות אקולוגיות ייחודיות, הגנה על בתי גידול מייצגים, שמירה על תפקודים אקולוגיים, ובמידת האפשר – קישוריות, ומתן משקל להשפעות שינוי האקלים והצורך באיתור אזורי מפלט אקלימיים.



שילבי הפרויקט העיקריים. השלב הראשון יעסוק באיסוף ועיבוד המידע הסביבתי והכלכלי הקיים על מנת לגבש תמונה של המאפיינים הסביבתיים והאיומים הקיימים. בשלב זה יגושרו פערי הידע לגבי תפוצת בתי גידול במרחב באמצעות מודל לחיזוי מרחבי של תפוצת בתי גידול. השלב השני יעסוק בתעדוף מרחבי של אזורים לשימור על פי תרחישי שימור ריאליים באמצעות כלי ה-Marxan ומודל מארג מזון EwE. השלב השלישי יעסוק בפיתוח תכנית אב לשמורות הכוללת המלצות מדעיות ותכנוניות לניהול השמורות.

כמו כן, כתהליך תכנוני ששואף לתמיכת הציבור ובעלי העניין, וכן כהליך מדעי השואף לדיוק ולתמיכת הקהילה המדעית, התהליך של גיבוש תכנית אב לשמירת טבע במים הכלכליים של ישראל, נתון לביקורת והערכה באופן שוטף מחברי וועדת העבודה שכוללת את שותפי הליבה של הפרויקט וחברי וועדת היגוי רחבה שבה חברים בעלי העניין השונים (ראה נספח ב'). הערכות אלו ישמשו אלו ישמשו גם לגיבוש המלצות וקבלת החלטות לגבי התקדמות התהליך כפי שמפורט בתרשים מטה. זאת, בנוסף לעדכון תקופתי בכל 5 שנים של התכנית על בסיס ממצאים חדשים, צרכי תכנון ואתגרי השעה.



צמתי קבלת החלטות בתהליך הפרויקט. תוצרי הפרויקט יהיו נתונים לביקורת ועדת העבודה, היועצים החיצוניים ועדת ההיגוי שבעקבותיה תתקבל החלטה לגבי אופן התקדמות התהליך.

## **נספח א' - שימוש במודלים לחיזוי מרחבי של בתי גידול רגישים בים העמוק כבסיס לתכנון וניהול שימושים**

הים העמוק היא הסביבה שנחקרה הכי מעט על פני כדור הארץ ולעיתים אף נהוג לציין כי ברשות החברה האנושית יותר ידע לגבי החלל החיצון מאשר לגבי הים העמוק. בין הסיבות העיקריות למיעוט המידע הן המורכבות הלוגיסטית של המחקר בים העמוק, המוגבלות הטכנולוגית של אמצעי המחקר והעלות הגבוהה הנגזרת משתי סיבות אלו. לכן, פערי ידע לגבי סביבה זו הם אתגר איתו מתמודדות כל מדינות העולם אשר להם עניין כלכלי או סביבתי בים העמוק (Rengstorf et al. 2014).

ההכרה הגוברת בהשפעות ההרסניות של פעילות האדם על הסביבה הימית הטבעית, הביאה מדינות רבות לנסות ולקדם פיתוח פעילות ימית באופן מקיים. אולם, פערי הידע העצומים המאפיינים את סביבת הים העמוק, כוללים בין השאר גם חוסר קיצוני בנתונים לגבי האקולוגיה של הים העמוק- בתי הגידול השונים ותפוצתם, מגוון המינים, תפוצת המינים, הדינמיקה של המערכת האקולוגית, תהליכים סביבתיים המשפיעים עליה ורגישותה לפעילויות האדם השונות. לכן, פערי ידע אלו מהווים מכשול לפיתוח בר קיימה וכיום נעשים מאמצים רבים ברחבי העולם להתמודד עם פערי המידע. מאמצים אלו ניכרים בשני מישורים עיקריים (Jones et al. 2019):

1. גיבוש מדיניות פיתוח זהירה מתוך עיקרון הזהירות המונעת וההבנה כי עד אשר לא יצטמצמו פערי המידע באופן משמעותי, לא יתאפשר פיתוח בר קיימה. על כן יש לשאוף לפגיעה מינימלית באופן כללי כדי לא לגרום לנזק סביבתי רחב היקף ובלתי הפיך.
2. צמצום פערי המידע באמצעות מחקר- איסוף מידע מהשטח, פיתוח טכנולוגיות מחקר ופיתוח שיטות לזיהוי בתי גידול על פי מאפיינים סביבתיים נגישים יחסית.

בעוד שני אפיקים אלו דורשים משאבים רבים, מתפתח בשנים האחרונות אפיק שלישי של מיפוי בתי גידול על פי מאפיינים סביבתיים. האפיק צובר תאוצה רבה והשיטות בתחום הולכות ומתפתחות, בעיקר במחקרים אקדמיים (Lim et al. 2021). כמו כן, אפיק מחקר זה, נמצא בשימוש על ידי גופי תעשייה, ממשל ושמירת טבע לצרכי תכנון מרחבי וניהול שימושים באזור הים העמוק (Manea et al. 2020).

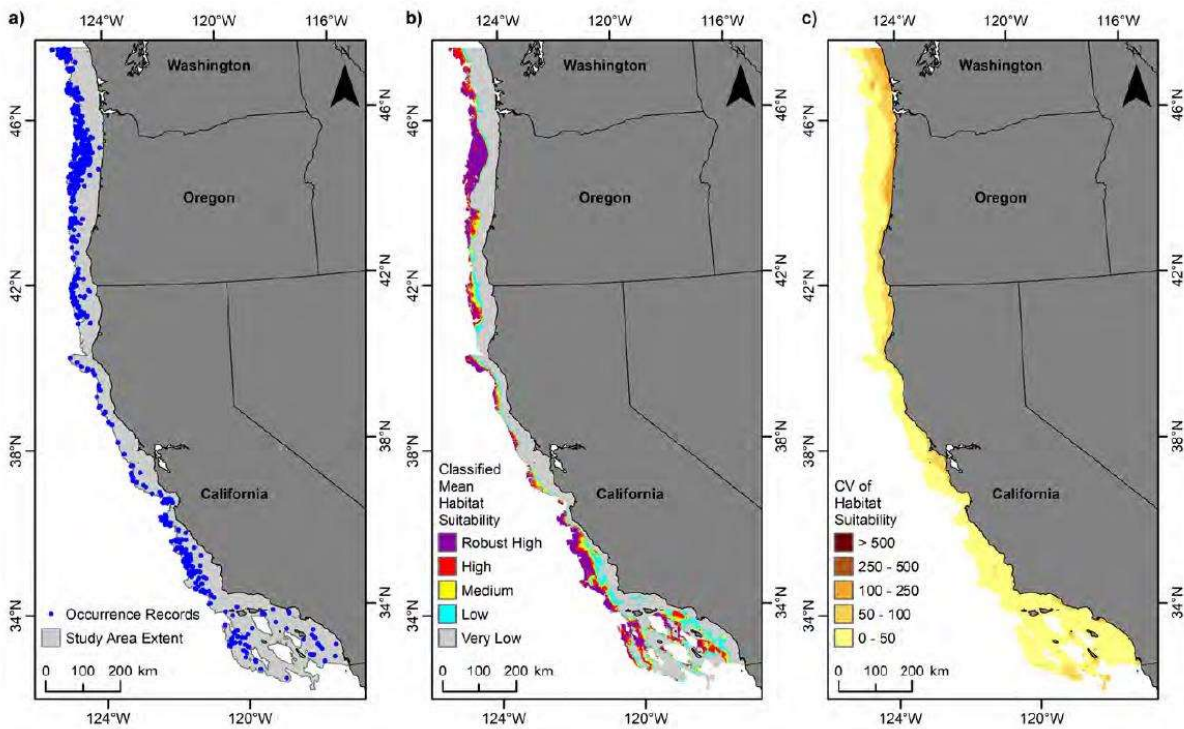
זיהוי בתי גידול על פי מאפיינים סביבתיים הוא למעשה תהליך של ניתוח מרחבי שבמהלכו מחושבת ההסתברות להמצאות בתי גידול בשטח מסוים. תהליך זה עושה שימוש בנתונים מאזורים בהם נמצאו כבר בתי גידול דומים ונחקרו התנאים הסביבתיים בהם. כך, ניתן לחשב את מידת ההתאמה שבין מאפיין סביבתי מסוים להמצאות בית גידול מסוים. מידת התאמה זו נבדקת בתהליך הניתוח הסטטיסטי עבור שטח רחב יותר שעדיין לא נחקר ואשר התנאים הסביבתיים בו ידועים. כך, ניתן לייצר מפת חיזוי לבתי גידול בים העמוק שבה רמות וודאות משתנות בהתאם למידת הוודאות הסטטיסטית שנמצאה.

תהליך הניתוח הסטטיסטי הקרוי גם מודל לחיזוי מרחבי של בתי גידול, נחקר רבות ומתפתח ללא הרף כדי לשפר את יכולת החיזוי ולדייק את תוצאותיו. כמו כן, מודלים נוספים מתפתחים עם תגליות חדשות לגבי בתי הגידול השונים והתנאים הסביבתיים הדרושים לקיומם. אולם, רוב המודלים הנמצאים היום בשימוש בחקר הים העמוק, מבוססים על מאפיינים גיאופיזיים של קרקעית הים אשר להם קשר מובהק עם נוכחות של בתי גידול בנטיים שונים. לדוגמה, ידוע כי סלעים קרבונטיים בשילוב עם משטר זרמים מסוים, מהווים בית גידול לאלמוגי עומק באירלנד ובמקומות אחרים בעולם (Rengstorf et al. 2012). אכן, מודלים מסוג זה, עוזרים לגשר על פערי מידע באזורים שבהם קיים מידע על המאפיינים הגיאופיזיים של הקרקעית, אך שלא קיים מידע לגבי תפוצת מינים ובתי גידול בהם.

יכולת החיזוי של המודלים הוכחה כאמינה ביותר עבור בתי גידול מסוימים ולכן מדינות רבות משתמשות במודלים מסוג אלו לתכנון וניהול שטחן הימי (Cordes et al. 2016). לדוגמה, המרכזים הלאומיים למדע

הים והחוף בארצות הברית (NCCOS<sup>29</sup>), אשר נוסדו על ידי המנהל הלאומי לאוקיינוסים ואטמוספירה (NOAA), משתמשים במודלים לחיזוי מרחבי של המצאות בתי גידול של אלמוגי עומק. מודלים אלה מבוססים על מידע גיאופיזי של קרקעית הים, מאפייני הסדימנט ומאפיינים אוקיינוגרפיים כמו טמפרטורת העומק, רמת המליחות ואפילו שיעור היצרנות על פני המים. באמצעות מודלים אלו הם יצרו מפות חיזוי להמצאות בתי גידול של אלמוגי עומק בשלושה אזורים בארצות הברית: בצפון-מרכז האוקיינוס האטלנטי, בדרום האוקיינוס האטלנטי ובמפרץ מקסיקו<sup>30</sup>. באזורים אלו, אלמוגי עומק נמצאים על מדף ומדרון היבשת בעומקים של 50 ועד יותר מ-2000 מ'. מפות החיזוי נמצאות בשימוש רציף לצרכי קבלת החלטות, עיצוב מדיניות, תכנון וניהול שימושים באזורים אלו. למשל, המועצה לניהול הדיג בארצות הברית החליטה לאסור דיג קרקעית בשטח של יותר מ-38,000 מייל רבוע במרכז האטלנטי כדי להגן על שטח שזוהה על ידי NCCOS, באמצעות מודל החיזוי, כשטח עם פוטנציאל גבוהה להוות בית גידול לאלמוגי עומק<sup>31</sup>.

שיטה זו נמצאת בשימוש בארצות הברית גם לתכנון וניהול של סקטור האנרגיה. לדוגמה, NCCOS פיתח יחד עם משרד האנרגיה האמריקאי (BOEM) מודלים לחיזוי בתי גידול רגישים בים העמוק שלאורך החוף המערבי של ארצות הברית כדי ליידיע ולתמוך בהחלטות תכנון של אנרגיה מתחדשת באזור (BOEM 2020).



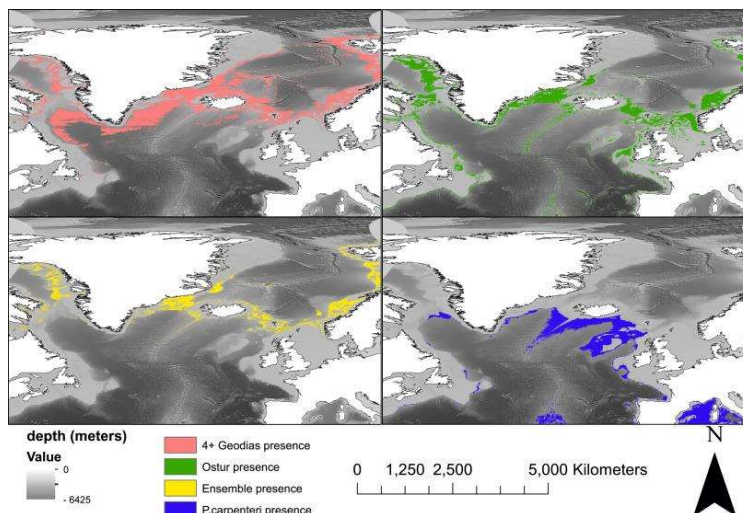
מודל חיזוי לבתי גידול של נוצת הים *Anthoptilum grandiflorum* לאורך חוף ארצות הברית המערבי מעומק 0 ועד 1200 מ'. המודל נעשה על ידי NCCOS ו-BOEM כדי ליידיע תהליך תכנון של אנרגיה מתחדשת. מתוך: BOEM (2020).

29 <https://coastalscience.noaa.gov/about/>

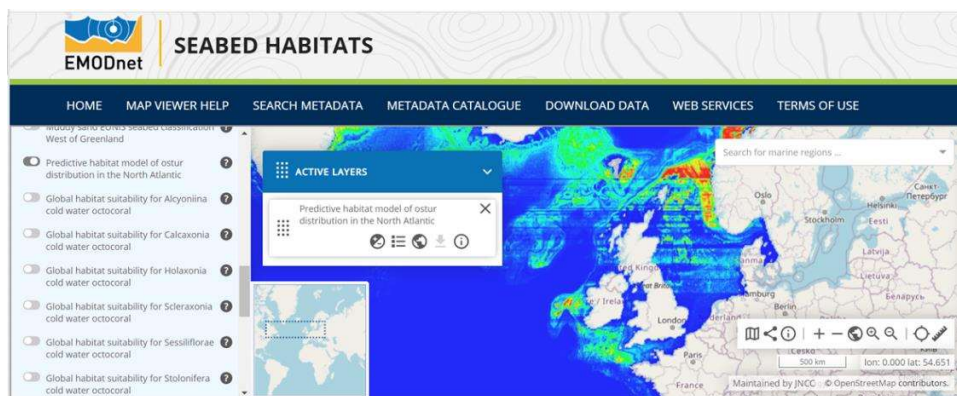
30 <https://coastalscience.noaa.gov/project/deep-coral-habitat-modeling-atlantic-gulf-mexico/>

31 <https://oceanservice.noaa.gov/aawebweekly/archive/062515.html>

גם באירופה נעשה שימוש נרחב במודלים לחיזוי מרחבי של בתי גידול בים העמוק. כחלק מהדירקטיבה האירופאית לאסטרטגיה ימית (MSDF<sup>32</sup>), מחויבות המדינות החברות לממש את חובתן לתכנן את הסביבה הימית שלהן תוך ייצוג של כלל בתי הגידול וערכי הטבע הנמצאים בסביבה זו. אפיון קרקעית הים וזיהוי בתי גידול בנטיים רגישים, מהווים חלק אינטגרלי בתהליך ולשם כך מאגר הנתונים של EMODnet<sup>33</sup> אוסף הן נתונים גולמיים של מאפיינים גיאופיזיים של הקרקעית והן נתונים מעובדים מתהליכי מידול לחיזוי המצאות בתי גידול רגישים. כך למשל, מודל לחיזוי מרחבי של בתי גידול לספוגי עומק שנעשה במסגרת מחקר מדעי (Howell et al. 2016), נמצא זמין במאגר הנתונים של EMODnet ותמך בתכנון שמירת טבע באירלנד ובריטניה<sup>34</sup> (Howell et al. 2010, Howell et al. 2016).



מודל לחיזוי מרחבי של בתי גידול לספוגי עומק שנעשה במסגרת מחקר אקדמי ואשר מהווה בסיס לתכנון שמירת טבע ותכנון מרחבי ימי באירופה. מתוך : Howell et al. (2016).



דוגמה למודל חיזוי לבתי גידול רגישים בים העמוק בצפון האוקיינוס האטלנטי שנמצא במאגר הנתונים של EMODnet כדי לתמוך בתכנון מרחבי ימי ותכנון שמירת טבע במדינות החברות באיחוד האירופי. מתוך: [emodnet-seabedhabitats.eu](http://emodnet-seabedhabitats.eu)

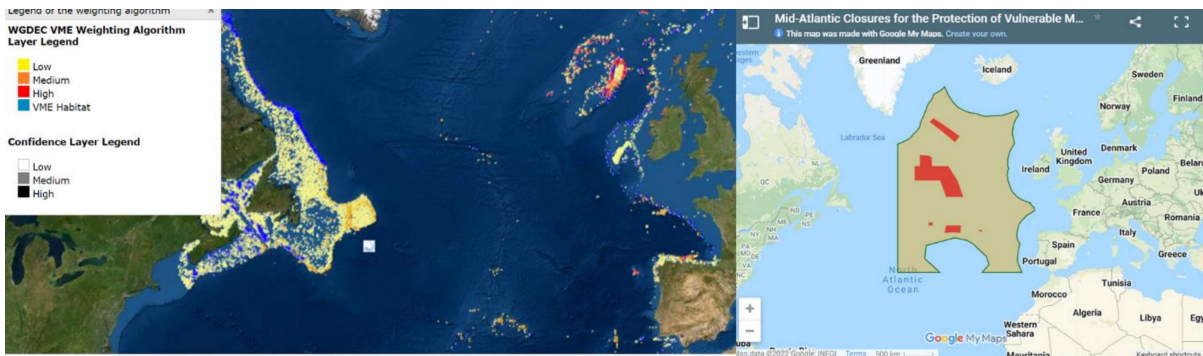
<sup>32</sup> [https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/marine/eu-coast-and-marine-policy/marine-strategy-framework-directive/index_en.htm)

<sup>33</sup> <https://www.emodnet-seabedhabitats.eu/access-data/launch-map-viewer/>

<sup>34</sup> <http://gis.ices.dk/geonetwork/srv/eng/catalog.search#/metadata/D1296EC1-7D97-413E-B109-608EAC8DE798>



כמו במודלים מכל סוג שהוא, גם במודלים לחיזוי מרחבי נאמדת מידת הוודאות ומיוצגת לעיתים כחלק מתוצאות החיזוי. מכיוון שהשימוש במודלים לחיזוי מרחבי של בתי גידול רגישים בים העמוק נעשה לרוב כדי להבטיח שבתי גידול אלו לא יפגעו כתוצאה מפיתוח כלכלי בשטח, המלצות המדיניות נוסות להרחיק פעילות פיתוח מאזורים שזוהו כבתי גידול רגישים ברמת וודאות גבוהה אך לא דווקא ברמת וודאות מוחלטת. זאת מתוך עקרון הזהירות המונעת ומההכרה ביכולת המועטה של בתי גידול בים העמוק להשתקם לאחר פגיעה (IUCN 2019). כך למשל, הוועדה הבינלאומית לחקר הים (ICES) ממליצה להגן על שטחים שזוהו ע"י מודל ברמת וודאות גבוהה להכיל בתי גידול בנטיים רגישים (Vulnerable Marine Ecosystems-VME) באותה מידה כמו אזורים שבהם נצפו בוידאו או בצילום בתי גידול כאלו (Albrecht et al. 2020). המלצות ICES, אומצו על ידי מועצת הדיג בצפון מזרח האוקיינוס האטלנטי (NEAFC) אשר הכריזה על סגירת שטחים נרחבים לדיג קרקעית כדי להגן על בתי גידול אלו<sup>35</sup>.

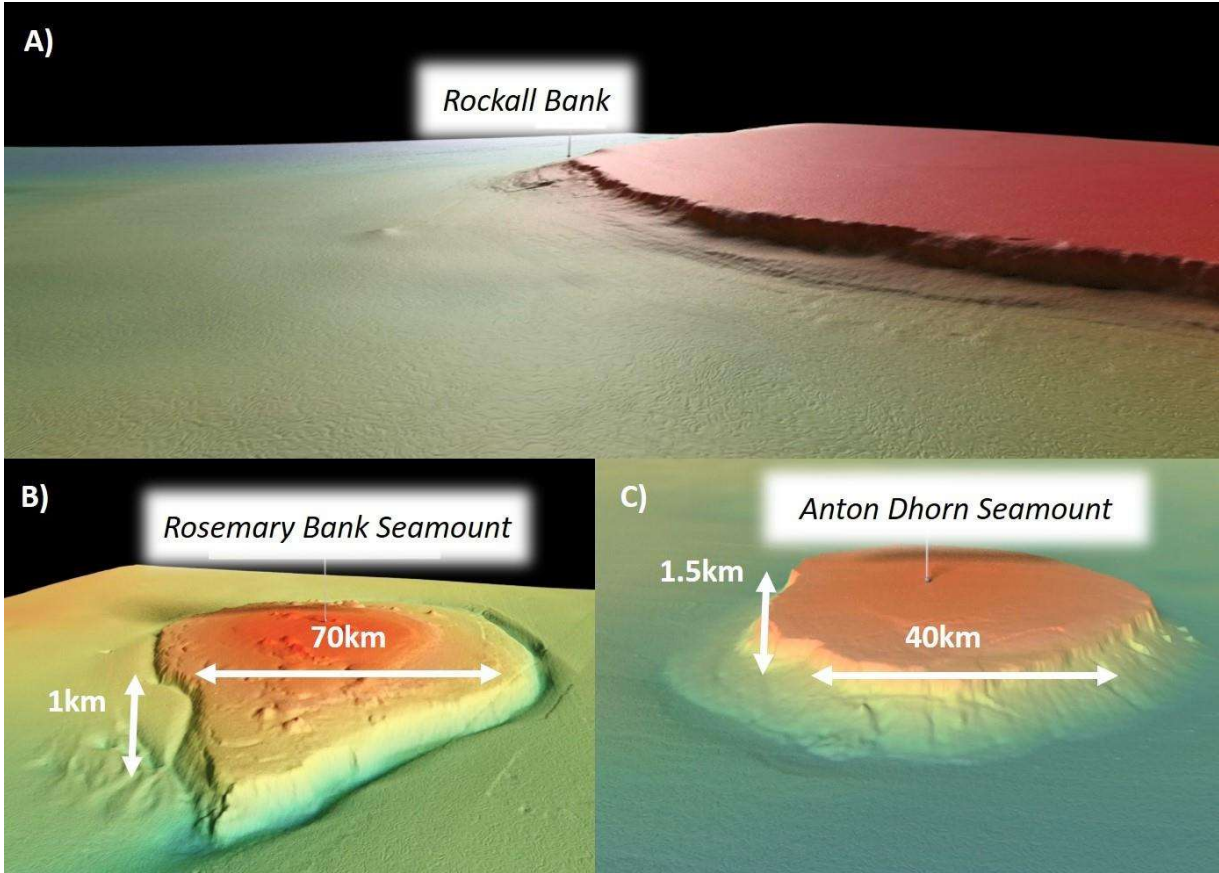


מודל לאיתור VME בצפון האוקיינוס האטלנטי של ICES (משמאל) והחלטות מועצת הדיג NEAFC לסגירת שטחים לדיג קרקעית בהתבסס על מודל זה (מימין). מתוך (Albrecht et al. 2020) ו- <https://www.neafc.org/closures/mid-atlantic>

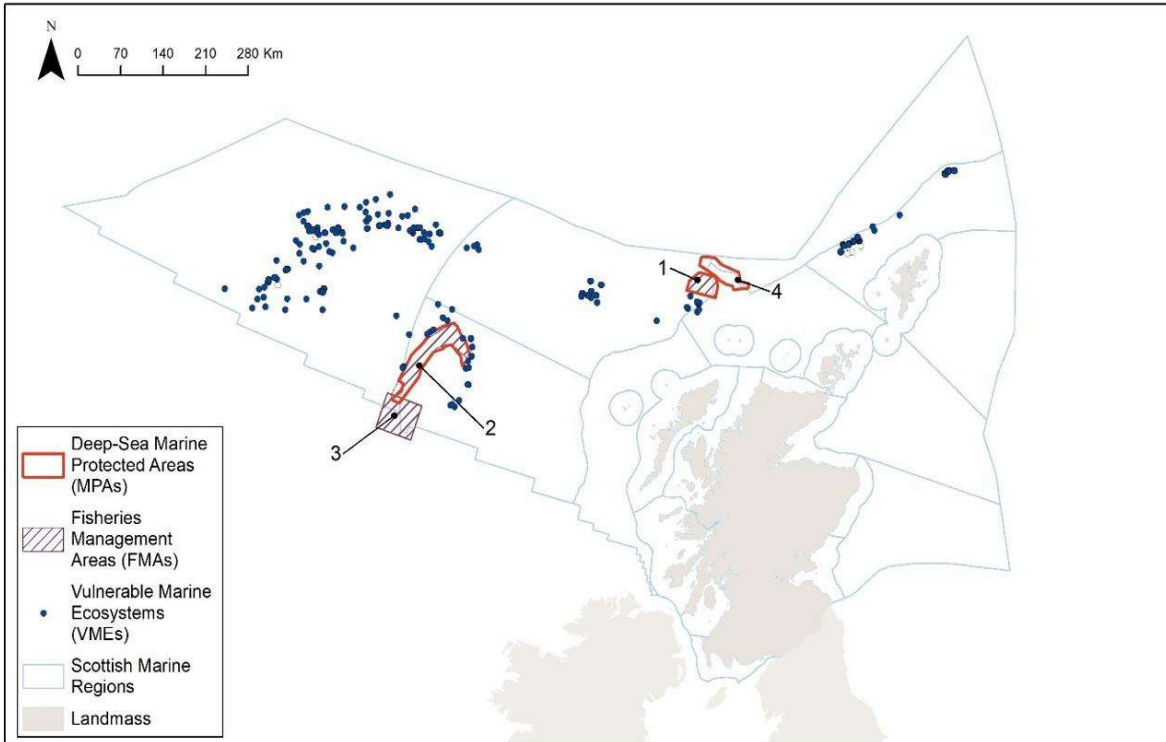
גם בסקוטלנד יותר ויותר שטחים ימיים זוכים להגנה מרחבית לאחר שזוהו כאזורים בעלי פוטנציאל להכיל בתי גידול רגישים ברמת וודאות גבוהה. בין השנים 2011 ו-2018, חל זינוק באחוז השטח הימי המוגן של סקוטלנד כתוצאה בשימוש במודלים והבנה טובה יותר של הקשר שבין מאפיינים גיאופיזיים ונוכחות של בתי גידול רגישים<sup>36</sup>.

<sup>35</sup> <https://www.neafc.org/closures/mid-atlantic>

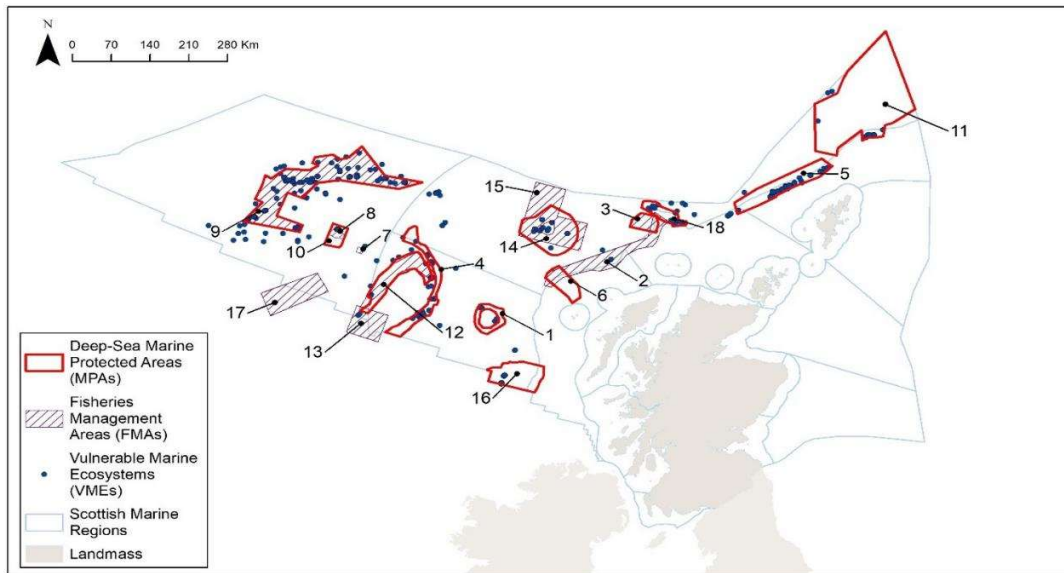
<sup>36</sup> <http://marine.gov.scot/sma/assessment/case-study-deep-sea-vulnerable-marine-ecosystems?page=1>







- 1 Darwin Mounds MPA / FMA
- 2 North-West Rockall Bank MPA / FMA
- 3 Rockall Haddock Box FMA
- 4 Wyville Thomson Ridge MPA



- 1 Anton Dohrn Seamount MPA
- 2 Blue Ling West of Scotland FMA
- 3 Darwin Mounds MPA / FMA
- 4 East Rockall Bank MPA
- 5 Faroe-Shetland Sponge Belt MPA
- 6 Geikie Slide & Hebridean Slope MPA
- 7 Hatton-Rockall Basin 1 FMA
- 8 Hatton-Rockall Basin 2 FMA
- 9 Hatton Bank MPA / FMA
- 10 Hatton-Rockall Basin MPA
- 11 North-East Faroe-Shetland Channel MPA
- 12 North-West Rockall Bank MPA / FMA
- 13 Rockall Haddock Box FMA
- 14 Rosemary Bank Seamount MPA
- 15 Rosemary Bank Seamount Blue Ling FMA
- 16 The Barra Fan and Hebridean Terrace MPA
- 17 West Rockall Mound FMA
- 18 Wyville Thomson Ridge MPA

מאפיינים גיאופיזיים יחודיים שמופנו היוו אינדיקציה ראשונית להמצאות בתי גידול רגישים בשטחה הימי של סקוטלנד (למעלה). לאחר סקרים ראשוניים הוכרזו אזורים לשימור בשנת 2011 באופן יחסית מצומצם (במרכז) ולאחר שפותחו המודלים לחיזוי בתי גידול רגישים על בסיס מאפיינים גיאופיזיים, הוכרזו עוד שטחים רבים כמוגנים בשנת 2018 (למטה). מתוך: <http://marine.gov.scot> 37.

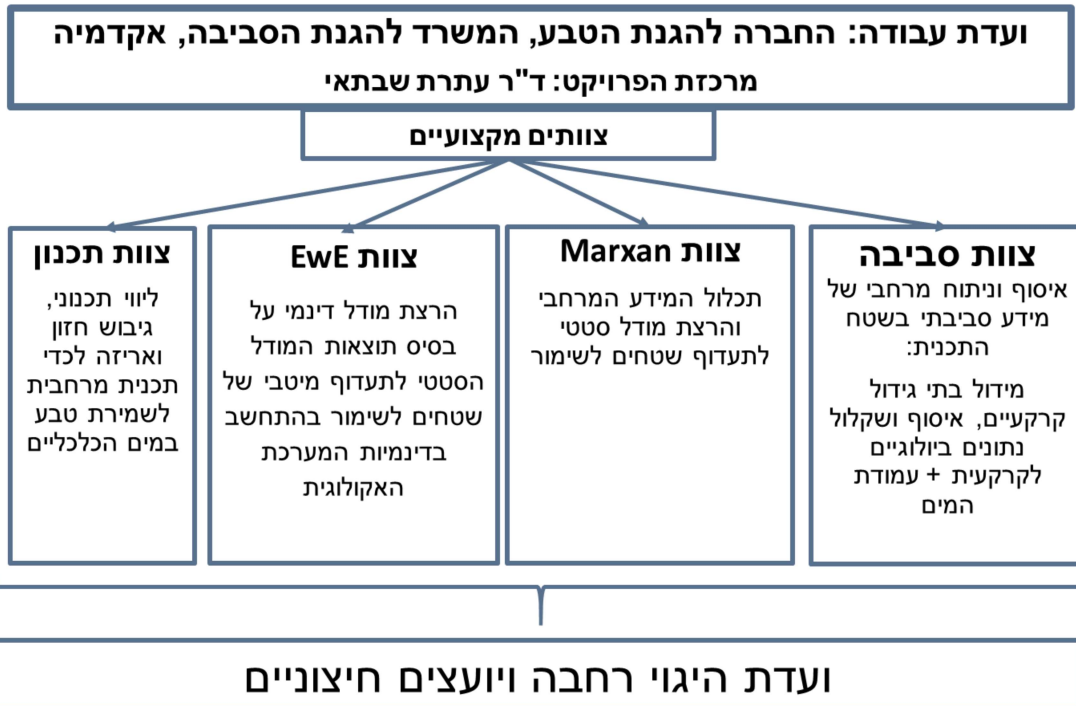
### תהליך אימות המודל וביקורת התוצרים

תהליך אימות המודל הינו חלק אינטגרלי ביצירת מודל חיזוי לבתי גידול בנטיים. מטרת תהליך האימות הוא לקבוע את מידת הוודאות של תוצאות מודל החיזוי. ניתן לאמת את המודלים או באמצעות נתונים אמפיריים הזמינים משטח התכנית שלא נעשה בהם שימוש ליצירת המודל, או באמצעות נתונים חדשים שנאספים מהשטח. באופן אידיאלי, נתונים לאימות המודל צריכים להיאסף בצורה ייעודית על פי פרוטוקול שייקבע לאימות המודל. אולם, תהליך זה הוא לרוב יקר ומורכב מבחינה לוגיסטית ולכן במקרים רבים האימות נעשה על ידי שימוש בנתונים שלא נכללו ביצירת המודל והצלבה של פרמטרים שונים במודל (BOEM 2020).

השיטה המקובלת היום כדי להגדיל את וודאות המודלים היא להשתמש בשיטה שנקראת ensemble modeling שבה נעשה שימוש בסט של מודלים שונים אותם מריצים על אותו סט של נתונים. כל מודל עובד על פי אלגוריתם אחר וכך חולשה של מודל אחד מקבלת פיצוי על ידי חוזקה של מודל אחר וההפיך. כך מתקבל בסוף התהליך סט תוצרים שעל בסיסו ניתן לייצר שכבה סופית עם מידת שגיאה מינימלית (Georgian et al. 2019, Winship et al. 2020). בסקירה זו, לא נמצאה דוגמה להליך סדור שבמהלכו מודלים לחיזוי מרחבי של בתי גידול רגישים עוברים תהליך ביקורת חיזוי לפני שנעשה בהם שימוש לתכנון ועיצוב מדיניות. בדוגמאות שבהן מודלים לחיזוי מרחבי נוצרו על ידי רשויות התכנון עצמן, כמו במקרה של BOEM (2020), תהליך הביקורת נגזר כפי הנראה מהשותפות הרחבה של גופי המחקר והרשויות בתהליך יצירת המודל ואיסוף המידע. במקרים אחרים בהם המודלים נעשים במסגרת מחקר אקדמי, כמו למשל Howell et al. (2016), מפורסם מאמר מדעי שעובר ביקורת עמיתים על ידי כתב העת אך במקביל ולא בתלוי בזאת, הנתונים מופיעים במאגר הנתונים האירופאי EMODnet38 וזמינים לשימוש על ידי כל מי שחפץ בכך.

37 <https://marine.gov.scot/sma/assessment/case-study-deep-sea-vulnerable-marine-ecosystems>

38 הנתונים הנקלטים ב- EMODnet עוברים ולידציה על פי התהליך המפורט ב: <https://www.emodnet-ingestion.eu/data-submission>



## 8. מקורות

- Abdulla, A., M. Gomei, D. Hyrenbach, G. Notarbartolo-di-Sciara, and T. Agardy. 2009. Challenges facing a network of representative marine protected areas in the Mediterranean: prioritizing the protection of underrepresented habitats. *ICES Journal of Marine Science* **66**:22-28.
- Agardy, T., J. Claudet, and J. C. Day. 2016. 'Dangerous Targets' revisited: Old dangers in new contexts plague marine protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **26**:7-23.
- Albrecht, J., L. Beazley, A. Braga-Henriques, P. Cardenas, M. Carreiro-Silva, A. Colaço, K. Fomin, N. Golding, K. Howell, and J. Ingels. 2020. ICES/NAFO JOINT WORKING GROUP ON DEEP-WATER ECOLOGY (WGDEC).
- Arias, A., R. L. Pressey, R. E. Jones, J. G. Álvarez-Romero, and J. E. Cinner. 2016. Optimizing enforcement and compliance in offshore marine protected areas: a case study from Cocos Island, Costa Rica. *Oryx* **50**:18-26.
- Armstrong, C. W., M. Aanesen, T. M. van Rensburg, and E. D. Sandorf. 2019. Willingness to pay to protect cold water corals. *Conservation Biology* **33**:1329-1337.
- Baco, A. R., R. J. Etter, P. A. Ribeiro, S. Von der Heyden, P. Beerli, and B. P. Kinlan. 2016. A synthesis of genetic connectivity in deep-sea fauna and implications for marine reserve design. *Molecular Ecology* **25**:3276-3.298
- Balbar, A. C., and A. Metaxas. 2019. The current application of ecological connectivity in the design of marine protected areas. *Global Ecology and Conservation* **17**:e00569.
- Ban, N. C., S. M. Maxwell, D. C. Dunn, A. J. Hobday, N. J. Bax, J. Ardron, K. M. Gjerde, E. T. Game, R. Devillers, D. M. Kaplan, P. K. Dunstan, P. N. Halpin, and R. L. Pressey. 2014. Better integration of sectoral planning and management approaches for the interlinked ecology of the open oceans. *Marine Policy* **49**:127-136.
- Barbier, E. B., D. Moreno-Mateos, A. D. Rogers, J. Aronson, L. Pendleton, R. Danovaro, L.-A. Henry, T. Morato, J. Ardron, and C. L. Van Dover. 2014. Ecology: Protect the deep sea. *Nature* **505**:475-477.
- Beeton, R., C. D. Buxton, P. Cochrane, S. Dittmann, and J. G. Pepperell. 2015. Commonwealth marine reserves review: report of the expert scientific panel.
- Belkin, N., T. Guy-Haim, M. Rubin-Blum, A. Lazar, G. Sisma-Ventura, R. Kiko, A. R. Morov, T. Ozer, I. Gertman, and B. Herut. 2022. Influence of cyclonic and anti-cyclonic eddies on plankton biomass, activity and diversity in the southeastern Mediterranean Sea. *Ocean Science Discussions*:1-56.
- Bindoff, N. L., W. W. Cheung, J. G. Kairo, J. Aristegui, V. A. Guinder, R. Hallberg, N. J. M. Hilmi, N. Jiao, M. S. Karim, and L. Levin. 2019. Changing ocean, marine ecosystems, and dependent communities. IPCC special report on the ocean and cryosphere in a changing climate:477-587.
- Bo, M., S. Bava, S. Canese, M. Angiolillo, R. Cattaneo-Vietti, and G. Bavestrello. 2014. Fishing impact on deep Mediterranean rocky habitats as revealed by ROV investigation. *Biological Conservation* **171**:167-176.
- BOEM. 2020. Cross-Shelf Habitat Suitability Modeling: Characterizing Potential Distributions of Deep-Sea Corals, Sponges, and Macrofauna Offshore of the US West Coast. US Department of the Interior Bureau of Ocean Energy Management Pacific OCS Region.
- Bors, E. K., A. A. Rowden, E. W. Maas, M. R. Clark, and T. M. Shank. 2012. Patterns of Deep-Sea Genetic Connectivity in the New Zealand Region: Implications for Management of Benthic Ecosystems. *PLOS ONE* **7**:e49474.

- Bradshaw, C., I. Tjensvoll, M. Sköld, I. Allan, J. Molvaer, J. Magnusson, K. Naes, and H. Nilsson. 2012. Bottom trawling resuspends sediment and releases bioavailable contaminants in a polluted fjord. *Environmental Pollution* **170**:232-241.
- Cannizzo, Z. J., B. Lausche, and L. Wenzel. 2021. Advancing marine conservation through ecological connectivity: Building better connections for better protection. *in* Parks Stewardship Forum.
- Carr, M. H., S. P. Robinson, C. Wahle, G. Davis, S. Kroll, S. Murray, E. J. Schumacker, and M. Williams. 2017. The central importance of ecological spatial connectivity to effective coastal marine protected areas and to meeting the challenges of climate change in the marine environment. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **27**:6-29.
- CBD. 2011. Aichi Target 11. Decision X/2. Convention on Biological Diversity.
- Ceccarelli, D. M., K. Davey, G. P. Jones, P. T. Harris, S. V. Matoto, J. Raubani, and L. Fernandes. 2021. How to Meet New Global Targets in the Offshore Realms: Biophysical Guidelines for Offshore Networks of No-Take Marine Protected Areas. *Frontiers in Marine Science* **8**.
- Chaikin, S., S. Dubiner, and J. Belmaker. 2021. Cold-water species deepen to escape warm water temperatures. *Global Ecology and Biogeography*.
- Chiba, S., H. Saito, R. Fletcher, T. Yogi, M. Kayo, S. Miyagi, M. Ogido, and K. Fujikura. 2018. Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy* **96**:204-212
- Clark, M. R., F. Althaus, T. A. Schlacher, A. Williams, D. A. Bowden, and A. A. Rowden. 2016. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science* **73**:i51-i69.
- Clark, M. R., D. A. Bowden, A. A. Rowden, and R. Stewart. 2019. Little evidence of benthic community resilience to bottom trawling on seamounts after 15 years. *Frontiers in Marine Science* **6**:63.
- Coleman, D. F., J. A. Austin Jr, Z. Ben-Avraham, Y. Makovsky, and D. Tchernov. 2012. Seafloor pockmarks, deepwater corals, and cold seeps along the continental margin of Israel. Pages 40-41. OCEANOGRAPHY SOC PO BOX 1931, ROCKVILLE, MD USA.
- Cordes, E. E., D. O. B. Jones, T. A. Schlacher, D. J. Amon, A. F. Bernardino, S. Brooke, R. Carney, D. M. DeLeo, K. M. Dunlop, E. G. Escobar-Briones, A. R. Gates, L. Génio, J. Gobin, L.-A. Henry, S. Herrera, S. Hoyt, M. Joye, S. Kark, N. C. Mestre, A. Metaxas, S. Pfeifer, K. Sink, A. K. Sweetman, and U. Witte. 2016. Environmental Impacts of the Deep-Water Oil and Gas Industry: A Review to Guide Management Strategies. *Frontiers in Environmental Science* **4**.
- Cordes, E. E., L. Levin, A. R. Thurber, A. Metaxas, M. E. Bravo, and M. Baker. 2021. Redefining the Influence of Chemosynthetic Ecosystems for Effective Management. *DOSI Policy Brief*:6.
- Corrales, X., M. Coll, E. Ofir, J. J. Heymans, J. Steenbeek, M. Goren, D. Edelist, and G. Gal. 2018. Future scenarios of marine resources and ecosystem conditions in the Eastern Mediterranean under the impacts of fishing, alien species and sea warming. *Scientific reports* **8**:1-16.
- Čulin, J., L. Grbić, and T. Bielić. 2018. SUBSTANDARD SHIPS AS A THREAT TO THE ADRIATIC SEA BIODIVERSITY. *JOURNAL OF MARITIME TRANSPORT AND ENGINEERING*:23.
- D'Onghia, G., C. Calculli, F. Capezzuto, R. Carlucci, A. Carluccio, P. Maiorano, A. Pollice, P. Ricci, L. Sion, and A. Tursi. 2016. New records of cold-water coral sites and fish fauna characterization of a potential network existing in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology* **37**:1398-1422.
- D'Onghia, G. 2019. 30 Cold-Water Corals as Shelter, Feeding and Life-History Critical Habitats for Fish Species: Ecological Interactions and Fishing Impact. Pages 335-356 *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*. Springer.
- Davies, T. W., J. P. Duffy, J. Bennie, and K. J. Gaston. 2016. Stemming the tide of light pollution encroaching into marine protected areas. *Conservation Letters* **9**:164-171.
- Day, J. C., and J. Roff. 2000. Planning for representative marine protected areas: a framework for Canada's oceans. World Wildlife Fund Canada Toronto.

- De Santo, E. M. 2013. The Darwin Mounds special area of conservation: Implications for offshore marine governance. *Marine Policy* **41**:25-32.
- Dinerstein, E., C. Vynne, E. Sala, A. R. Joshi, S. Fernando, T. E. Lovejoy, J. Mayorga, D. Olson, G. P. Asner, and J. E. Baillie. 2019. A global deal for nature: guiding principles, milestones, and targets. *Science advances* **5**:eaaw2869.
- Druon, J.-N., J.-M. Fromentin, A. R. Hanke, H. Arrizabalaga, D. Damalas, V. Tičina, G. Quílez-Badia, K. Ramirez, I. Arregui, and G. Tserpes. 2016. Habitat suitability of the Atlantic bluefin tuna by size class: An ecological niche approach. *Progress in Oceanography* **142**:30-46.
- Edgar, G. J., R. D. Stuart-Smith, T. J. Willis, S. Kininmonth, S. C. Baker, S. Banks, N. S. Barrett, M. A. Becerro, A. T. Bernard, and J. Berkhout. 2014. Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* **506**:216-220.
- Elasar, M., D. Kerem, D. Angel, L. Steindler, B. Herut, E. Shoham-Frider, O. Barnea, and A. Almogi. 2013. Achziv submarine canyon: an oasis in the warming oligotrophic levantine Basin? *Rapp. Comm. int. Mer Médit* **40**:2013.
- Ellis, J., G. Fraser, and J. Russell. 2012. Discharged drilling waste from oil and gas platforms and its effects on benthic communities. *Marine Ecology Progress Series* **456**:285-302.
- Etnoyer, P. J., D. Wagner, H. A. Fowle, M. Poti, B. Kinlan, S. E. Georgian, and E. E. Cordes. 2018. Models of habitat suitability, size, and age-class structure for the deep-sea black coral *Leiopathes glaberrima* in the Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **150**:218-228.
- European Commission. 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030. Bringing nature back into our lives. Page p 25 Communication for the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the regions, Brussels.
- Fischer, A., D. Bhakta, M. Macmillan-Lawler, and P. Harris. 2019. Existing global marine protected area network is not representative or comprehensive measured against seafloor geomorphic features and benthic habitats. *Ocean & Coastal Management* **167**:176-187.
- Fisher, C. R., P.-Y. Hsing, C. L. Kaiser, D. R. Yoerger, H. H. Roberts, W. W. Shedd, E. E. Cordes, T. M. Shank, S. P. Berlet, and M. G. Saunders. 2014. Footprint of Deepwater Horizon blowout impact to deep-water coral communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **111**:11744-11749.
- Foley, M. M., B. S. Halpern, F. Micheli, M. H. Armsby, M. R. Caldwell, C. M. Crain, E. Prahler, N. Rohr, D. Sivas, M. W. Beck, M. H. Carr, L. B. Crowder, J. Emmett Duffy, S. D. Hacker, K. L. McLeod, S. R. Palumbi, C. H. Peterson, H. M. Regan, M. H. Ruckelshaus, P. A. Sandifer, and R. S. Steneck. 2010. Guiding ecological principles for marine spatial planning. *Marine Policy* **34**:955-966.
- Folkersen, M. V., C. M. Fleming, and S. Hasan. 2018. The economic value of the deep sea: A systematic review and meta-analysis. *Marine Policy* **94**:71-80.
- Gary, S. F., A. D. Fox, A. Biastoch, J. M. Roberts, and S. A. Cunningham. 2020. Larval behaviour, dispersal and population connectivity in the deep sea. *Scientific reports* **10**:10675.
- Georgian, S. E., O. F. Anderson, and A. A. Rowden. 2019. Ensemble habitat suitability modeling of vulnerable marine ecosystem indicator taxa to inform deep-sea fisheries management in the South Pacific Ocean. *Fisheries Research* **211**:256-274.
- Giakoumi, S., C. Scianna, J. Plass-Johnson, F. Micheli, K. Grorud-Colvert, P. Thiriet, J. Claudet, G. Di Carlo, A. Di Franco, S. D. Gaines, J. A. García-Charton, J. Lubchenco, J. Reimer, E. Sala, and P. Guidetti. 2017. Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Scientific reports* **7**:8940.

- Goren, M., R. Danovaro, S. Rothman, H. Mienis, and B. Galil. 2019. Snapshot of the upper slope macro- and megafauna of the southeastern mediterranean sea: Ecological diversity and protection. *VIE ET MILIEU-LIFE AND ENVIRONMENT* **69**:233-248.
- Grorud-Colvert, K., J. Sullivan-Stack, C. Roberts, V. Constant, B. Horta e Costa, E. P. Pike, N. Kingston, D. Laffoley, E. Sala, and J. Claudet. 2021. The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science* **373**:eabf0861.
- Guidetti, P., and E. Sala. 2007. Community-wide effects of marine reserves in the Mediterranean Sea. *Marine Ecology Progress Series* **335**:43-56.
- Guy-Haim, T., N. Stern, and G. Sisma-Ventura. 2022. Trophic ecology of deep-sea megafauna in the ultra-oligotrophic Southeastern Mediterranean Sea. *bioRxiv*.
- Hammerle, K., and V. Mailstop. 2018. RE: Comments for the 2019-2024 Draft Proposed OCS Oil & Gas Leasing Program, BOEM-2017-0074.
- Harris, P. T., A. D. Heap, T. Whiteway, and A. Post. 2008. Application of biophysical information to support Australia's representative marine protected area program. *Ocean & Coastal Management* **51**:701-711.
- Hecht, A. 1992. Abrupt changes in the characteristics of Atlantic and Levantine intermediate waters in the Southeastern Levantine Basin. *Oceanologica acta* **15**:25-42.
- Henry, L.-A., J. M. Navas, S. J. Hennige, L. C. Wicks, J. Vad, and J. M. Roberts. 2013. Cold-water coral reef habitats benefit recreationally valuable sharks. *Biological Conservation* **161**:67-70.
- Howell, K.-L., N. Piechaud, A.-L. Downie, and A. Kenny. 2016. The distribution of deep-sea sponge aggregations in the North Atlantic and implications for their effective spatial management. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **115**:309-320.
- Howell, K. L., J. S. Davies, and B. E. Narayanaswamy. 2010. Identifying deep-sea megafaunal epibenthic assemblages for use in habitat mapping and marine protected area network design. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **90**:33-68.
- Intergovernmental Panel on Climate Change. 2018. Global Warming of 1.5°C: An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C Above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate.
- IOLR. 2016. *אומאפיינים פיסיקליים של עמודת המים*. IOLR.
- IUCN. 2019. Thematic Report – Conservation Overview of Mediterranean Deep-Sea Biodiversity: A Strategic Assessment. IUCN Gland, Switzerland and Malaga, Spain.
- Johnson, D., M. A. Ferreira, and E. Kenchington. 2018. Climate change is likely to severely limit the effectiveness of deep-sea ABMTs in the North Atlantic. *Marine Policy* **87**:111-122.
- Jones, D. O. B., J. M. Durden, K. Murphy, K. M. Gjerde, A. Gebicka, A. Colaço, T. Morato, D. Cuvelier, and D. S. M. Billett. 2019. Existing environmental management approaches relevant to deep-sea mining. *Marine Policy* **103**:172-181.
- Kanari, M., G. Tibor, J. Hall, T. Ketter, G. Lang, and U. Schattner. 2020. Sediment transport mechanisms revealed by quantitative analyses of seafloor morphology. New evidence from multibeam bathymetry of the Israel Exclusive Economic Zone. *Journal of Marine and Petroleum Geology*.
- Knittel, K., and A. Boetius. 2009. Anaerobic oxidation of methane: progress with an unknown process. *Annual review of microbiology* **63**:311-334.
- Laffoley, D., and S. Kilarski. 2008. Establishing resilient marine protected area networks-making it happen.
- Lastras, G., M. Canals, E. Ballesteros, J.-M. Gili, and A. Sanchez-Vidal. 2016. Cold-water corals and anthropogenic impacts in La Fonera submarine canyon head, Northwestern Mediterranean Sea. *PLOS ONE* **11**:e0155729.

- Le, J. T., and K. Sato. 2016. Ecosystem Services of the Deep Ocean. *ocean-climate.org*:49.
- Levin, L. A., and N. L. Bris. 2015. The deep ocean under climate change. *Science* **350**:766-768.
- Levin, N., T. Mazor, E. Brokovich, P.-E. Jablon, and S. Kark. 2015. Sensitivity analysis of conservation targets in systematic conservation planning. *Ecological Applications* **25**:1997-2010.
- Lillebø, A. I., C. Pita, J. Garcia Rodrigues, S. Ramos, and S. Villasante. 2017. How can marine ecosystem services support the Blue Growth agenda? *Marine Policy* **81**:132-142.
- Lim, A., A. J. Wheeler, and L. Conti. 2021. Cold-Water Coral Habitat Mapping: Trends and Developments in Acquisition and Processing Methods. *Geosciences* **11**:9.
- Lovejoy, T. E., and L. Hannah. 2018. Avoiding the climate failsafe point. *American Association for the Advancement of Science*.
- Lubinevsky, H., O. Hyams-Kaphzan, A. Almogi-Labin, J. Silverman, Y. Harlavan, O. Crouvi, B. Herut, M. Kanari, and M. Tom. 2017. Deep-sea soft bottom infaunal communities of the Levantine Basin (SE Mediterranean) and their shaping factors. *Marine Biology* **164**:1-12.
- Ludvigsen, M., J. Berge, M. Geoffroy, J. H. Cohen, P. R. D. L. Torre, S. M. Nornes, H. Singh, A. J. Sørensen, M. Daase, and G. Johnsen. 2018. Use of an Autonomous Surface Vehicle reveals small-scale diel vertical migrations of zooplankton and susceptibility to light pollution under low solar irradiance. *Science advances* **4**:eaap9887.
- Magris, R. A., M. Andrello, R. L. Pressey, D. Mouillot, A. Dalongeville, M. N. Jacobi, and S. Manel. 2018. Biologically representative and well-connected marine reserves enhance biodiversity persistence in conservation planning. *Conservation Letters* **11**:e12439.
- Makovsky, Y., O. Bialik, A. Neuman, L. Muhedeen, G. Antler, M. Kanari, A. Giladi, and M. Rubin-Blum. 2021. Auv surveying of seepage edifice at the seafloor of western palmahim disturbance and its implications. University of Haifa, IOLR,.
- Makovsky, Y., O. Bialik, A. Neuman, and M. Rubin-Blum. 2020. Rare habitats at the seafloor of Palmahim disturbance – Mapping and characterization for the purpose of conservation. University of Haifa, IOLR,.
- Makovsky, Y., and M. Rubin-Blum. 2021. Preliminary update on AUV survey findings of pockmarks and related habitats in western Palmahim disturbance. Letter submitted to the INPA, IOLR and Israeli Ministry of Energy.
- Manea, E., S. Bianchelli, E. Fanelli, R. Danovaro, and E. Gissi. 2020. Towards an Ecosystem-Based Marine Spatial Planning in the deep Mediterranean Sea. *Science of The Total Environment* **715**:136884.
- March, D., K. Metcalfe, J. Tintoré, and B. J. Godley. 2021. Tracking the global reduction of marine traffic during the COVID-19 pandemic. *Nature communications* **12**:1-12.
- Maxwell, S. M., K. M. Gjerde, M. G. Conners, and L. B. Crowder. 2020. Mobile protected areas for biodiversity on the high seas. *Science* **367**:252-254.
- McGillicuddy, D. J., J. W. Lavelle, A. M. Thurnherr, V. K. Kosnyrev, and L. S. Mullineaux. 2010. Larval dispersion along an axially symmetric mid-ocean ridge. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **57**:880-892.
- McVeigh, D. M., D. B. Eggleston, A. C. Todd, C. M. Young, and R. He. 2017. The influence of larval migration and dispersal depth on potential larval trajectories of a deep-sea bivalve. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **127**:57-64.
- Milla-Figueras, D., M. Schmiing, P. Amorim, B. H. e Costa, P. Afonso, and F. Tempera. 2020. Evaluating seabed habitat representativeness across a diverse set of marine protected areas on the Mid-Atlantic Ridge. *Biodiversity and Conservation* **29**:1153-1175.
- Milon, J. W., and S. Alvarez. 2019. The elusive quest for valuation of coastal and marine ecosystem services. *Water* **11**:1518.



- Morales, I. B., D. Schoeman, C. Klein, D. Dunn, J. Everett, J. G. Molinos, M. T. Burrows, R. M. Dominguez, H. Possingham, and A. Richardson. 2021. Climate-smart, 3-D protected areas in the high seas.
- Mytilineou, C., C. Smith, A. Anastasopoulou, K. Papadopoulou, G. Christidis, P. Bekas, S. Kavadas, and J. Dokos. 2014. New cold-water coral occurrences in the Eastern Ionian Sea: Results from experimental long line fishing. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **99**:146-157.
- O'Leary, B., H. Allen, K. Yates, R. Page, A. Tudhope, C. McClean, and C. Roberts. 2019. 30× 30: A blueprint for ocean protection—How we can protect 30% of our oceans by 2030. London, UK: Greenpeace UK.[Google Scholar].
- O'Leary, B. C., N. C. Ban, M. Fernandez, A. M. Friedlander, P. García-Borboroglu, Y. Golbuu, P. Guidetti, J. M. Harris, J. P. Hawkins, T. Langlois, D. J. McCauley, E. K. Pikitch, R. H. Richmond, and C. M. Roberts. 2018. Addressing Criticisms of Large-Scale Marine Protected Areas. *BioScience* **68**:359-370.
- O'Leary, B. C., R. L. Brown, D. E. Johnson, H. von Nordheim, J. Ardron, T. Packeiser, and C. M. Roberts. 2012. The first network of marine protected areas (MPAs) in the high seas: The process, the challenges and where next. *Marine Policy* **36**:598-605.
- O'Leary, B. C., M. Winther-Janson, J. M. Bainbridge, J. Aitken, J. P. Hawkins, and C. M. Roberts. 2016. Effective coverage targets for ocean protection. *Conservation Letters* **9**:398-404.
- OECD. 2016. The Ocean Economy in 2030.
- OECD. 2017. Marine Protected Areas- Economics, Management and Effective Policy Mixes.
- Ohayon, S., I. Granot, and J. Belmaker. 2021. A meta-analysis reveals edge effects within marine protected areas. *Nature ecology & evolution* **5**:1301-1308.
- Otero, M. d. M., and C. Mytilineou. 2022. Deep-sea Atlas of the Eastern Mediterranean Sea. IUCN Gland, , Malaga.
- Ozer, T., I. Gertman, N. Kress, J. Silverman, and B. Herut. 2017. Interannual thermohaline (1979–2014) and nutrient (2002–2014) dynamics in the Levantine surface and intermediate water masses, SE Mediterranean Sea. *Global and Planetary Change* **151**:60-67.
- Peled, Y., S. Zemah Shamir, M. Shechter, E. Rahav, and A. Israel. 2018. A new perspective on valuating marine climate regulation: The Israeli Mediterranean as a case study. *Ecosystem Services* **29**:83-90.
- Puerta, P., C. Johnson, M. Carreiro-Silva, L.-A. Henry, E. Kenchington, T. Morato, G. Kazanidis, J. L. Rueda, J. Urrea, and S. Ross. 2020. Influence of water masses on the biodiversity and biogeography of deep-sea benthic ecosystems in the North Atlantic. *Frontiers in Marine Science* **7**:239.
- Ramalho, S. P., M. Almeida, P. Esquete, L. Génio, A. Ravara, C. F. Rodrigues, N. Lampadariou, A. Vanreusel, and M. R. Cunha. 2018. Bottom-trawling fisheries influence on standing stocks, composition, diversity and trophic redundancy of macrofaunal assemblages from the West Iberian Margin. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **138**:131-145.
- Ramirez-Llodra, E., P. A. Tyler, M. C. Baker, O. A. Bergstad, M. R. Clark, E. Escobar, L. A. Levin, L. Menot, A. A. Rowden, and C. R. Smith. .2011 Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLOS ONE* **6**:e22588.
- Reeburgh, W. S. 2007. Oceanic methane biogeochemistry. *Chemical reviews* **107**:486-513.
- Rengstorf, A. M., A. Grehan, C. Yesson, and C. Brown. 2012. Towards high-resolution habitat suitability modeling of vulnerable marine ecosystems in the deep-sea: resolving terrain attribute dependencies. *Marine Geodesy* **35**:343-361.
- Rengstorf, A. M., C. Mohn, C. Brown, M. S. Wisz, and A. J. Grehan. 2014. Predicting the distribution of deep-sea vulnerable marine ecosystems using high-resolution data: Considerations and novel approaches. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **93**:72-82.

- Ressurreição, A., J. Gibbons, T. P. Dentinho, M. Kaiser, R. S. Santos, and G. Edwards-Jones. 2011. Economic valuation of species loss in the open sea. *Ecological Economics* **70**:729-739.
- Rilov, G. 2016. Multi-species collapses at the warm edge of a warming sea. *Scientific reports* **6**:1-14.
- Rilov, G., A. D. Mazaris, V. Stelzenmüller, B. Helmuth, M. Wahl, T. Guy-Haim, N. Mieszkowska, J.-B. Ledoux, and S. Katsanevakis. 2019. Adaptive marine conservation planning in the face of climate change: What can we learn from physiological, ecological and genetic studies? *Global Ecology and Conservation* **17**:e00566.
- Roberts, C. M., S. Andelman, G. Branch, R. H. Bustamante, J. Carlos Castilla, J. Dugan, B. S. Halpern, K. D. Lafferty, H. Leslie, and J. Lubchenco. 2003. Ecological criteria for evaluating candidate sites for marine reserves. *Ecological Applications* **13**:199-214.
- Roberts, C. M., B. C. O'Leary, and J. P. Hawkins. 2020. Climate change mitigation and nature conservation both require higher protected area targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **375**:20190121.
- Roditi-Elasar, M. I. A., D. A. N. Kerem, M. Lazar, O. Barneah, A. Almogi-Labin, and D. L. Angel. 2019. Benthic macro-faunal abundance and diversity and sediment distribution in Akhziv submarine canyon and the adjacent slope (eastern Levant Basin, Mediterranean Sea). *Mediterranean Marine Science* **20**:521-531.
- Rubin-Blum, M., E. Shemesh, B. Goodman-Tchernov, D. F. Coleman, Z. Ben-Avraham, and D. Tchernov. 2014. Cold seep biogenic carbonate crust in the Levantine basin is inhabited by burrowing *Phascolosoma* aff. *turnerae*, a sipunculan worm hosting a distinctive microbiota. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **90**:17-26.
- Sala, E., and S. Giakoumi. 2018. No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science* **75**:1166-1168.
- Sala, E., J. Lubchenco, K. Grorud-Colvert, C. Novelli, C. Roberts, and U. R. Sumaila. 2018. Assessing real progress towards effective ocean protection. *Marine Policy* **91**:11-13.
- Sala, E., J. Mayorga, D. Bradley, R. B. Cabral, T. B. Atwood, A. Auber, W. Cheung, C. Costello, F. Ferretti, and A. M. Friedlander. 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature* **592**:397-402.
- Sampaio, I., A. Braga-Henriques, C. Pham, O. Ocaña, V. De Matos, T. Morato, and F. Porteiro. 2012. Cold-water corals landed by bottom longline fisheries in the Azores (north-eastern Atlantic). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **92**:1547-1555.
- Schiron, A., B. Herut, I. Delbono, M. Barasanti, and R. Delfanti. 2014. Sedimentation and mixing rates in the Levantine Sea. *in* PERSEUS, Marrakesh, Morocco.
- Simon-Lledó, E., B. J. Bett, V. A. I. Huvenne, K. Köser, T. Schoening, J. Greinert, and D. O. B. Jones. 2019. Biological effects 26 years after simulated deep-sea mining. *Scientific reports* **9**:8040.
- Sisma-Ventura, G., O. M. Bialik, R. Yam, B. Herut, and J. Silverman. 2017. pCO<sub>2</sub> variability in the surface waters of the ultra-oligotrophic Levantine Sea: Exploring the air–sea CO<sub>2</sub> fluxes in a fast warming region. *Marine Chemistry* **196**:13-23.
- Sisma-Ventura, G., R. Yam, and A. Shemesh. 2014. Recent unprecedented warming and oligotrophy of the eastern Mediterranean Sea within the last millennium. *Geophysical Research Letters* **41**:5158-5166.
- Štrbenac, A. 2017. Overview of underwater anthropogenic noise, impacts on marine biodiversity and mitigation measures in the south-eastern European part of the Mediterranean, focussing on seismic surveys.
- Strömberg, S. M., and A. I. Larsson. 2017. Larval Behavior and Longevity in the Cold-Water Coral *Lophelia pertusa* Indicate Potential for Long Distance Dispersal. *Frontiers in Marine Science* **4**.

- Teske, P. R., I. Papadopoulos, B. K. Newman, P. C. Dworschak, C. D. McQuaid, and N. P. Barker. 2008. Oceanic dispersal barriers, adaptation and larval retention: an interdisciplinary assessment of potential factors maintaining a phylogeographic break between sister lineages of an African prawn. *BMC Evolutionary Biology* **8**:341.
- Thurber, A. R., A. K. Sweetman, B. E. Narayanaswamy, D. O. Jones, J. Ingels, and R. Hansman. 2014. Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences* **11**:3941-3963.
- Tudela, S., and F. Simard. 2004. *The Mediterranean Deep-sea Ecosystems: An Overview of Their Diversity, Structure, Functioning and Anthropogenic Impacts, with a Proposal for Their Conservation*.
- Turley, C., J. M. Roberts, and J. Guinotte. 2007. Corals in deep-water: will the unseen hand of ocean acidification destroy cold-water ecosystems? *Coral reefs* **26**:445-448.
- Turnbull, J. W., E. L. Johnston, and G. F. Clark. 2021. Evaluating the social and ecological effectiveness of partially protected marine areas. *Conservation Biology* **35**:921-932.
- UNEP. 2019. *Proposal for a new Marine and Coastal Strategy of UN Environment Programme for 2020-2030*. Nairobi.
- UNEP, S. 1995. *Protocol concerning specially protected areas and biological diversity in the Mediterranean*. UNEP. Barcelona, Spain:9-10.
- Vad, J., G. Kazanidis, L.-A. Henry, D. O. Jones, O. S. Tendal, S. Christiansen, T. B. Henry, and J. M. Roberts. 2018. Potential impacts of offshore oil and gas activities on deep-sea sponges and the habitats they form. *Advances in marine biology* **79**:33-60.
- Valls, M., C. J. Sweeting, M. P. Olivar, M. L. Fernández de Puelles, C. Pasqual, N. V. C. Polunin, and A. Quetglas. 2014. Structure and dynamics of food webs in the water column on shelf and slope grounds of the western Mediterranean. *Journal of Marine Systems* **138**:171-181.
- Waldron, A., V. Adams, J. Allan, A. Arnell, G. Asner, S. Atkinson, A. Baccini, J. Baillie, A. Balmford, and J. A. Beau. 2020. Protecting 30% of the planet for nature: costs, benefits and economic implications.
- Washburn, T. W., A. W. Demopoulos, and P. A. Montagna. 2018. Macrobenthic infaunal communities associated with deep-sea hydrocarbon seeps in the northern Gulf of Mexico. *Marine Ecology* **39**:e12508.
- Weilgart, L. 2018. *The impact of ocean noise pollution on fish and invertebrates*. Report for OceanCare, Switzerland.
- Wilhelm, T. A., C. R. Sheppard, A. L. Sheppard, C. F. Gaymer, J. Parks, D. Wagner, and N. a. Lewis. 2014. Large marine protected areas—advantages and challenges of going big. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **24**:24-30.
- Wilson, J., A. Darmawan, J. Subijanto, A. Green, and S. t. Sheppard. 2011. *Scientific Design of a Resilient Network of Marine Protected Areas. Lesser Sunda Ecoregion, Coral Triangle*. Report No 2/11, The Nature Conservancy.
- Wilson, K. L., D. P. Tittensor, B. Worm, and H. K. Lotze. 2020. Incorporating climate change adaptation into marine protected area planning. *Global Change Biology* **26**:3251-3267.
- Winship, A. J., J. T. Thorson, M. E. Clarke, H. M. Coleman, B. Costa, S. E. Georgian, D. Gillett, A. Grüss, M. J. Henderson, T. F. Hourigan, D. D. Huff, N. Kreidler, J. L. Pirtle, J. V. Olson, M. Poti, C. N. Rooper, M. F. Sigler, S. Viehman, and C. E. Whitmire. 2020. Good Practices for Species Distribution Modeling of Deep-Sea Corals and Sponges for Resource Management: Data Collection, Analysis, Validation, and Communication. *Frontiers in Marine Science* **7**.
- World Parks Congress. 2014. *A strategy of innovative approaches and recommendations to enhance implementation of marine conservation in the next decade*.
- Würtz, M. 2010. *Mediterranean pelagic habitat: oceanographic and biological processes, an overview*. 28317124 ,24IUCN.

- Würtz, M. 2012. 1.1. Submarine canyons and their role in the Mediterranean ecosystem. Mediterranean Submarine Canyons:11.
- Yearsley, J. M., and J. D. Sigwart. 2011. Larval transport modeling of deep-sea invertebrates can aid the search for undiscovered populations. PLOS ONE 6:e23063.
- Yücel, M., K. Özkan, and D. Tezcan. 2016. Deep-sea ecosystems of the Eastern Mediterranean. THE TURKISH PART OF THE MEDITERRANEAN SEA:366.
- Zeppilli, D., A. Pusceddu, F. Trincardi, and R. Danovaro. 2016. Seafloor heterogeneity influences the biodiversity–ecosystem functioning relationships in the deep sea. Scientific reports 6:26352. <https://mafish.org.il/marine-ashel, אשל, א. 2022. ניתוח סיכונים ל בעלי כנף ממתקנים ימיים. החברה להגנת הטבע, planning/clash/>
- האנרגיה, מ. 2021. החלטת מועצת הנפט- המלצת מועצה ראשונה 2021 מיום 5 בינואר 2021. in. מ. א. הטבע, editor.
- ויסמן, א., and א. רוטשילד. 2018. הים התיכון העמוק- חשך קר ומיוחד: חשיבות שמירת הים העמוק וקידום שמורת טבע "הפרעת פלמחים". החברה להגנת הטבע.
- ירוחם, א. 2019. דיג בשטחים ימיים מוגנים: האם ניתן לאכול את העוגה ולהשאיר אותה שלמה? , החברה להגנת הטבע.
- כנרי, מ., and מ. תום. 2021. עדכון מפת בתי הגידול דצמבר 2021-עדכון בתי גידול רגישים בהפרעת פלמחים ובסביבתה חקר ימים ואגמים לישראל.
- לובינסקי, ה., and מ. תום. 2014. הרכב אוכלוסיות חי תוך המצע בקרקעית הים העמוק חקר ימים ואגמים לישראל.
- ליכט, א. 2013. הדין החל במים הכלכליים. חוות דעת מיום 15.1.2013. Page 7 in .מ. המשפטים, editor. משרד האנרגיה. 2016. סקר אסטרטגי סביבתי לחיפוש ולהפקה של נפט ושל גז טבעי בים.259.
- סגל, י. 2020. תכנית הניטור הלאומית בים התיכון לשנת 2019- ניטור פסולת ימית. חקר ימים ואגמים לישראל. רוזנבלום, א. 2020. שמורות טבע ימיות במים הכלכליים- סקירה השוואתית של חקיקה ורגולציה, והמלצות ליישום בישראל. החברה להגנת הטבע.

**נספח 2**

**אפיון יחידות אקולוגיות ובתי גידול ייחודיים  
בקרקעית**

# Environmental data collection and analyses to support conservation planning in the Israeli EEZ

*October 2022*

**Shabtay Ateret<sup>1</sup>, Goren Liron<sup>2,3</sup>, Slavenko Alex<sup>4</sup>, Idan Tal<sup>3,5</sup>, Neuman Adi<sup>6</sup>, Bialik Or<sup>6,7</sup>, Makovsky Yizhaq<sup>6,8</sup>**

<sup>1</sup> *Society for the Protection of Nature in Israel*

<sup>2</sup> *Steinhardt Museum of Natural History*

<sup>3</sup> *School of Zoology, George S. Wise Faculty of Life Sciences, Tel Aviv University*

<sup>4</sup> *Fenner School of Environment & Society, College of Science, The Australian National University*

<sup>5</sup> *Department of Biomolecular Science, The Weizmann Institute of Science*

<sup>6</sup> *The Strauss Department of Marine Geosciences, Leon H. Charney School of Marine Sciences, University of Haifa*

<sup>7</sup> *Marine Geology and Seafloor Surveying, Department of Geosciences, University of Malta*

<sup>8</sup> *The Hatter Department of Marine Technologies, Leon H. Charney School of Marine Sciences, University of Haifa*

*The Blue Half Project of the Society for the Protection of Nature in Israel is an NGO promoting a comprehensive environmental reform to protect the marine ecosystems in the Israeli Mediterranean Sea. The reform focuses on establishment of marine reserves, sustainable fisheries management, endangered species protection, conservation-oriented marine spatial planning, and public participation in marine conservation. The Israeli EEZ MPAs Masterplan initiative is a conservation planning process aiming to balance between development and conservation in the Israeli EEZ, and to reach the spatial target of 30% marine protected areas by 2030.*

## Summary

The Israeli EEZ in the Mediterranean Sea is subjected to several current and future anthropogenic pressures. The area currently lacks significant measures that can balance conservation and economic development, especially marine spatial planning and marine protected areas. The “Israeli EEZ MPAs masterplan” project is a systematic conservation planning initiative aiming to outline a proposal for well connected, representative and efficient network of marine reserves.

The first step of this process is collecting environmental data that can supply spatial data on conservation features, such as representative, unique habitats and key species as a basis for the plan.

A hierarchical classification system for ecological units was selected for the bioregionalization process (identifying distinct biogeographic regions). At the broadest level we related to biogeographic concepts, and at finest level we used cluster analysis, diversity and dissimilarity measures to characterize biological assemblages. Then, we identified Vulnerable Marine Ecosystem (VME) indicators in the area according to available data (9 VME indicator species and 2 indicator habitats). These indicators were used in distribution modelling to calculate the probability of unique habitats presence.

We Identified 18 representative benthic ecological units with changing degrees of certainty regarding their faunal composition. The distribution model yielded strong indication for VME presence in over 3% of the EEZ, and additional Medium-strong indication for VME presence in over 14% of the EEZ.

The results of this work are to be revised by the project’s scientific advisors and then by a scientific committee. Besides evaluating the quality of this work and its products, the revision process will be used as experts’ consultation for deciding on conservation targets and other parameters to be included in the next stage of the project – Spatial conservation prioritization using Marxan.

## **Glossary**

ANOSIM: Analysis of Similarity

AOO: Area of Occupancy

AUC: Area Under the ROC Curve

BRT: Boosted Regression Tree

CART: Classification and Regression Tree

D<sup>2</sup>: Deviance Explained

EEZ: Exclusive Economic Zone

FOred: Functional Over-redundancy

FRed: Functional Redundancy

FVuln: Functional Vulnerability

GAM: Generalised Additive Model

GDM: Generalised Dissimilarity Model

GFCM: General Fishing Commission for the Mediterranean

GLM: Generalised Linear Model

GSI: Geological Survey of Israel

IOLR: Israel Oceanographic and Limnological Research

IUCN: International Union for Conservation of Nature

MARXAN: Marine Spatially Explicit Annealing

MaxEnt: Maximum Entropy

MPA: Marine Protected Area

PCA: Principal Components Analysis

PCoA: Principal Coordinates Analysis

RF: Random Forest

ROC: Receiver-Operating Characteristic

SDM: Species Distribution Models

SIMPER: Similarity Percentage

TSS: The Sum of Sensitivity and Specificity

VME: Vulnerable Marine Ecosystem



# Table of Content

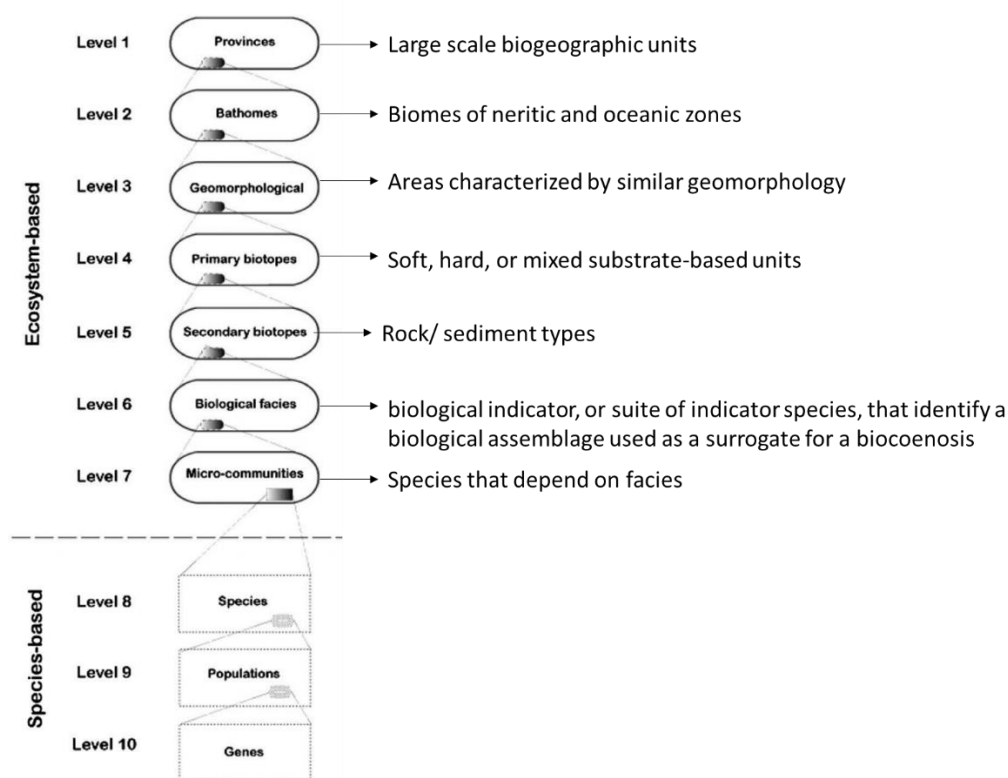
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>5</b>
<b>METHODS .....</b>	<b>8</b>
STUDY AREA .....	8
DATA COLLECTION .....	8
<i>Biotic data</i> .....	8
<i>Abiotic data</i> .....	10
<i>Bathymetric data and attributes</i> .....	12
REPRESENTATIVE BENTHIC ECOLOGICAL UNITS .....	12
<i>Province</i> .....	13
<i>Bathomes</i> .....	13
<i>Geomorphology</i> .....	13
<i>Biotopes</i> .....	14
<i>Biological assemblages</i> .....	15
<i>Delineating representative ecological units</i> .....	18
UNIQUE BENTHIC HABITATS .....	18
<i>Gas seep pockmarks and Rocky Habitat distribution possibility</i> .....	20
<b>RESULTS .....</b>	<b>22</b>
REPRESENTATIVE BENTHIC ECOLOGICAL UNITS .....	22
<i>Biological assemblage description</i> .....	28
<i>Uncertainty in biological assemblages composition</i> .....	35
UNIQUE BENTHIC HABITATS .....	38
<b>DISCUSSION .....</b>	<b>42</b>
<b>REFERENCES .....</b>	<b>47</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>51</b>
ANNEX 1 .....	51
ANNEX 2 .....	64
ANNEX 3 .....	65
ANNEX 4 .....	66
ANNEX 5 .....	67

## Introduction

**Marine conservation planning** is the process of locating areas that will be primarily managed for conservation objectives aiming to promote the persistence of biodiversity and other natural values. Habitats and natural regions are used in conservation planning as planning units. This allows for MPA network to reflect the key principles of MPAs design: Comprehensiveness, adequacy and representativeness (Grorud-Colvert et al. 2021). For this purpose, the process requires spatial data of habitats and species distribution in the area of the plan. This data is then used for **bioregionalization** - a process by which the physical and biological variability in the environment is analyzed, classified and mapped into spatial units, each with distinct biological, ecological and physical properties (Dunstan et al. 2020).

Although there are several approaches for marine bioregionalization and habitat classification schemes, most are using **hierarchical classification systems** where regions are identified on a range of **hierarchically nested scales** (Howell et al. 2010). Using a hierarchical scheme has several advantages such as providing context for spatial information and common reference for discussion and decision making (Harris 2020).

Marine habitats hierarchical classification schemes are widely described in the scientific literature, and many were successfully applied around the globe. Most schemes are “rule-based”, meaning that different levels in the hierarchy are defined on the basis of a theory that explains the difference between levels (Poiani et al. 2000). For example, range of physical parameters that apply over broad area (e.g., Roff et al. 2003), physiographic provinces and geomorphology of the sea floor (e.g., Greene et al. 1999), or range of bioregions (e.g., Madden and Grossman 2004). A scheme developed in Australia by Last et al. (2010) was especially designed for the selection of a **national representative system of MPAs**. This scheme integrates biological and physical criteria, with emphasis on different criteria at different levels in the hierarchy (see Figure 1.).



**Figure 1.** The conceptual hierarchical framework used for classifying seabed biodiversity as applied to marine resource planning and management in Australia. It shows the 10 nested levels existing within an ocean realm. Adopted from Last et al. (2010).

Hierarchical classification systems have the intrinsic predictive power of describing the **relationships between physical habitats and their associated biological communities**. Thus, a hierarchical classification system must be able to be modified when missing components are identified (Roff and Taylor 2000). This is especially important and useful for bioregionalization of deep-sea areas where biogeography concepts are less developed and significant data gaps exist for faunal distribution, biology, and ecosystem functionality (Howell 2010, IUCN 2019). In addition, although knowledge of biological facies distribution in deep-sea bioregion is important for setting conservation priorities, some facies are spatially restricted or rare and may be misrepresented in a broad-scale bioregionalization. These are often most vulnerable to anthropogenic impacts and may need to be given a high conservation priority. For example, oases of vulnerable and unique biological assemblages at the muddy plains of the deep sea such as chemosynthetic ecosystems around cold seeps, coral gardens and sponge grounds. An adequate representation of these key conservation features in the planning process, can be achieved by using species distribution models to predict presence of these habitats in vast underexplored areas of the deep sea (Rengstorf et al. 2012, Cordes et al. 2016).

The **Israeli EEZ in the Mediterranean Sea** is subjected to several anthropogenic pressures and is currently lacking significant measures that can balance conservation and economic development. Currently, there are neither MPAs declared, nor a comprehensive planning that considers conservation priorities, and environmental and planning legislation is partial. Future pressures are expected to rise and climate change impacts to increase.

Benthic and pelagic habitats in the EEZ were previously described, to some degree, in the strategic environmental assessment conducted by the Israeli Ministry of Energy's project between 2014 and 2016<sup>1</sup>. The survey intended to form a knowledge base and act as a decision making tool for the Petroleum Commissioner in granting petroleum exploration and production rights offshore Israel, aiming to minimize potential harm to the ecosystem while evaluating other benefits of environmental, social, and economic value. The results of the survey and further updates that were performed along the years, highlighted limited presence of highly vulnerable, yet rare, benthic habitats in the region. However, since the scope of the survey was not conservation-planning oriented, the ability of the products to fully represent habitats' variability and complexity in the Israeli EEZ is limited.

The **"Israeli EEZ MPAs masterplan" project** is a systematic conservation planning initiative led by the SPNI in collaboration with the ministry of environment, academia and IOLR. The need in conservation planning, planning principles, objectives and project's structure are all detailed in the **background document of the project**<sup>2</sup>. The first step of this process is collecting and analyzing previously collected environmental data as the basis for the MPA planning.

This report presents the environmental data collection and analyses for the Israeli EEZ MPAs masterplan project. The work was carried out between July 2021 and July 2022. The main products of this work include the following **spatial data layers**:

---

<sup>1</sup> [https://www.energy-sea.gov.il/English-Site/Pages/Data%20and%20Maps/Strategic-Environmental-Assessment-\(SEA\).aspx](https://www.energy-sea.gov.il/English-Site/Pages/Data%20and%20Maps/Strategic-Environmental-Assessment-(SEA).aspx) , the survey conducted by Geo-prospect and IOLR

<sup>2</sup> The background document written in Hebrew in 2022. See Appendix 3.

- 1. Representative benthic ecological units**
- 2. Unique benthic habitats**

For each of these products, the report includes a detailed methodology section on data collection and analyses performed, results section, and discussion that aims to highlight key issues for consultation and decision-making.

The products of this work should be adjusted following peer-review and scientific consultation with experts prior to their use in a spatial prioritization for conservation in the next stage of the project. Moreover, the products should be subjected to updates following new finding and data collection that are expected in the area in the near future.

## Methods

### Study area

The area of the plan is the Israeli EEZ (hereafter = EEZ). It spans 22,000 km<sup>2</sup>, about 100-180 km from the coast and beyond the territorial waters<sup>3</sup> (see Figure 2). The area borders the Lebanese EEZ<sup>4</sup> in the north, The Egyptian EEZ in the south, and the Cyprus EEZ in the west. Depth ranges from about 200 m in the east and about 2500 m in the west.



**Figure 2.** Area of the plan – The Israeli exclusive economic zone in the Mediterranean Sea

### Data collection

#### Biotic data

Biological data was obtained from a literature review on the species and habitats present in the Israeli EEZ (Table 1 and Annex 5). The final dataset included spatial information on about 800 taxa, belonging to phyla ranging from Porifera through Annelida and Mollusca to Fish, Reptiles and mammals. Additional data exist from the area but could not be used as it is inaccessible to us due to security regulations.

Thereafter, we collected taxonomical information to each taxon using the WORMS<sup>5</sup> database, making sure that all species names and taxonomic affiliations are correct and up-to-date to avoid overlaps. We also used Fishbase<sup>6</sup>, Sealifebase<sup>7</sup>, scientific papers, and WORMS to collect

<sup>3</sup> 32.9707681°E 32.8974153°N, 33.8898422°E 33.6568865°N, 34.8825870°E 33.1820763°N, 34.1057453°E 32.6768777°N, 34.1057453°E 32.6768777°N

<sup>4</sup> Negotiations for determining the maritime border between Israel and Lebanon are ongoing

<sup>5</sup> <https://www.marinespecies.org/>

<sup>6</sup> <https://www.fishbase.se/search.php>

<sup>7</sup> <https://www.sealifebase.ca/>

zoogeographic (habitat, collection coordinates, depth range, local or invasive), and ecological data (feeding guilds, size group, sensitivity according to the IUCN), to determine each taxon's ecological attributes.

**Table 1.** Data sources, sampling methods and number of observations of biological data collected

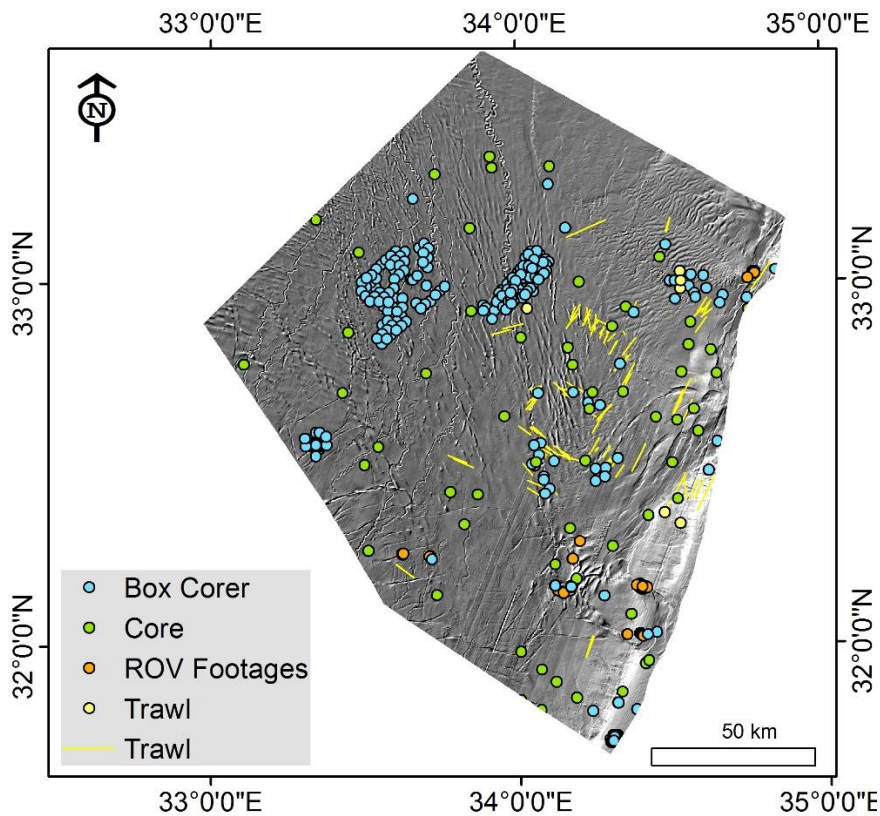
Data source	Data type	Sampling methods	Number of observations
Peer-reviewed papers	Deep-sea expeditions (such as the Meteor) and biological studies on deep-sea organisms from the Levant	Grab and core sampling of sediment, trawling and ROV video surveys	2171
Scientific reports conducted by Oil and Gas companies (submitted to the Israeli Ministry of Energy)	Surveys conducted around sites of gas drilling wells, before and after drilling commenced, in accordance with the license provided by Israeli government	Box-corer and visual data collected by ROV	
Scientific reports conducted by IOLR	Surveys conducted for monitoring purposes from 1993 until 2022, scientific research and the strategic environmental assessment (see footnote 1)	Trawling and box-corer	3050
Data submitted to online databases <sup>8</sup>	Deep-sea expeditions and scientific research data uploaded to an open access database	Box-corer and visual data	87
Unpublished data from ROV footages and samples	Nautilus 2010 and 2011, SEMSEEPS 2016 and 2017 CSMS-IOLR joint ROV cruise onboard RV Bat-Galim, in the framework of MERCI <sup>9</sup> . Analyzed by several researchers in the frame of	Visual data collected by ROV	999

<sup>8</sup> <https://obis.org/>

<sup>9</sup> <https://merci.haifa.ac.il/?lang=en>

	AMEL <sup>10</sup> (Weissman, A., Ezra, O., Goren, L., Idan, T., and Reinhard, W.)		
--	--	--	--

All data were converted to GIS feature classes, where data with a single coordinate was stored as a point feature, and data with two coordinates (i.e., trawls) was stored as a polyline feature. Since the spatial accuracy in most cases was not recorded, we removed any data for which sampling method was unknown or assumed to be with a very low spatial accuracy.



**Figure 3.** Sampling points in the EEZ. Major data sources include IOLR surveys (i.e. IOLR 2016), gas companies surveys and academic researches.

### Abiotic data

To estimate typical fields of physical and chemical parameters on different levels we used observations extracted from Cast DB of IOLR<sup>11</sup> for the period between 1990 and 2020 to avoid bias related to the Eastern Mediterranean Transient (Incarbona et al. 2016). For surface layer (3 m level) and 100 m level all parameters calculated separately for summer season (July-September) and winter season (January-March). For levels below 100 m all observation was used without seasonality

<sup>10</sup> AMEL - [Applied Marine Exploration](#)

<sup>11</sup> [https://isramar.ocean.org.il/isramar\\_data/CastMap.aspx](https://isramar.ocean.org.il/isramar_data/CastMap.aspx)

The observations from the DB are arranged in vertical casts. The interpolation procedure was carried out with vertical interpolation to constant depth levels and a bottom level, followed by horizontal interpolation to a rectangular grid. For the calculation of values at the bottom layer, we used gridded bathymetry<sup>12</sup> () and collected the deepest values of observation casts in which the bottom of the cast is at most 50 m above the gridded bathymetry. For constant depth levels, observations on each relevant cast were linearly interpolated. The horizontally scattered observations on each level were interpolated using the Kriging tool in the commercial software “SURFER” (Golden software company). Kriging assigns weights to the surrounding measured values in deriving a prediction for an unmeasured location. Within Surfer, Kriging can be either an exact or a smoothing interpolator depending on the user-specified parameters. It incorporates anisotropy and underlying spatial trends in an efficient and natural manner. The grid geometry (544 rows x 580 columns, Xmin = 32.789583°, Xmax = 35.202083°, Dx = 0.004167°, Ymin = 31.489583°, Ymax = 33.752083°, Dy = 0.004167°) includes the Israeli EEZ. The Kriging tool was set to replace multiple observations within 2E-07° of each other by their median value. For each grid point, the Kriging tool only considers the influence from observations that are within 1.28° of that point. The grids after Kriging were smoothed by low-pass numerical filter averaging 9-nodes (3x3). See maps in Annex 4).

**Table 2.** Abiotic parameters used in the analyses, number of sampling stations and sampling periods. For benthic ecological units analyses, only data collected within the 50 m above seafloor was used.

Variable	Numbers of stations	From date	To date
Concentration of carbon (organic)	48	3/10/2013	3/15/2013
Concentration of carbon (total inorganic)	50	3/10/2013	3/15/2013
Concentration of nitrate+nitrite	227	8/12/1990	3/16/2020
Dissolved oxygen	611	8/12/1990	3/16/2020
Concentration of phosphate	240	3/10/2013	3/16/2020
Concentration of silicate	205	8/12/1990	3/16/2020
Practical salinity	669	8/12/1990	3/16/2020

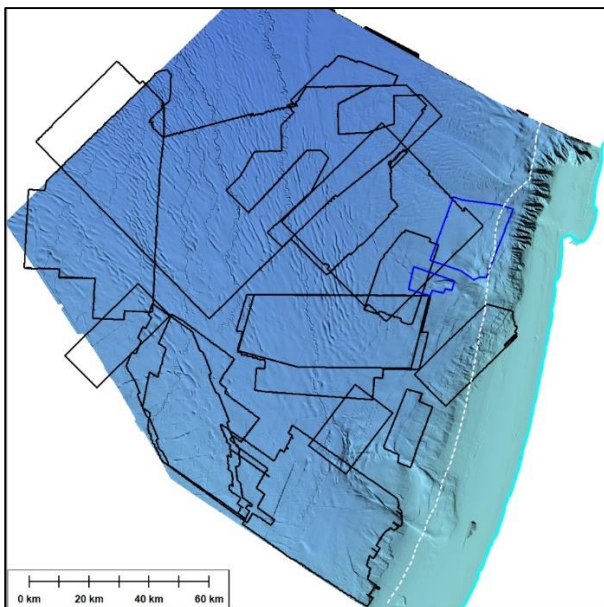
<sup>12</sup> [https://www.gebco.net/data\\_and\\_products/gridded\\_bathymetry\\_data](https://www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data)



Temperature	666	8/12/1990	3/16/2020
-------------	-----	-----------	-----------

### Bathymetric data and attributes

The Israeli EEZ has been fully mapped with multibeam by the IOLR at a resolution of 25 m, with data quality varying between regions (Kanari et al., 2020). However, due to imposed national security limitations the data was only made available to our analysis at the publically released 100 m resolution. Bathymetric data was therefore obtained from the highest resolution alternative sources: Kanari et al. (2020) bathymetric multibeam digital elevation model (DEM, in resolution of 100 m), Gvirtzman et al., 2015 seafloor picks of 3D seismic data (normally obtained at a 12.5 m grid resolution), and local multibeam grids (provided at 50 m resolution) . All data were calibrated to Kanari et al. (2020) DEM, combined and re-gridded to a uniform 25 m resolution. The bathymetric attributes were then measured from the high resolution data and mapped to the 2 km resolution of our modeling, providing the maximal or averaged values and the standard deviation or range in each 2 km grid cell. This allowed for ecological units analyses at 2 km grid to be based on high resolution attributes.



**Figure 4.** The bathymetric datasets combined to form the 25 m resolution DEM, which was used for extracting the bathymetric attribute maps. Blue outlines are areas where multibeam data was available at a resolution of 25-50 m. Black outlines are areas where seismic data was normally available at a resolution of 12.5 m.

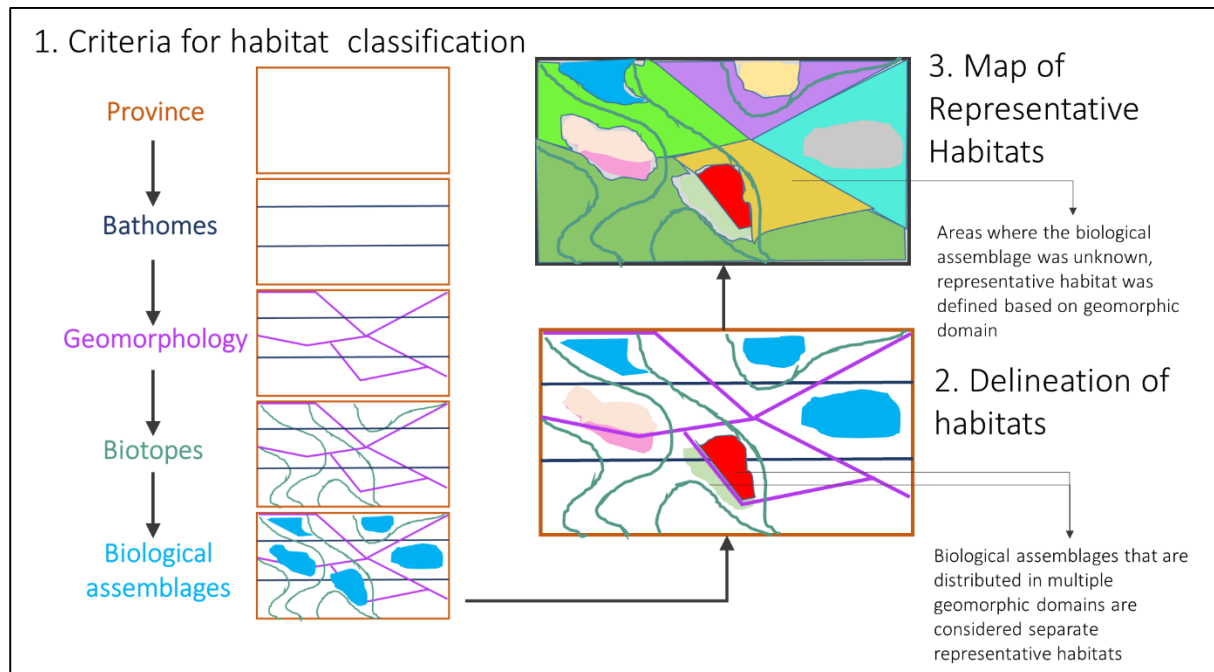
### Representative benthic ecological units

In the current project we adopted the Australian habitats classification system developed by Last et al. (2010), since this scheme is clearly planning oriented and presets classification levels that can be

produced using the existing data available for the Israeli EEZ. Slight adjustments to Last et al. (2010) methodology were performed to fit the existing available data and area characteristics:

- Levels 4 and 5 were merged- Substrate diversity is low in the Israeli EEZ and does not justify two classification levels of biotopes.
- Levels 6 and 7 were merged for some of the facies and communities in areas where sampling did allow for indicator species identification or where taxonomic identification was inconsistent and could therefore bias indication.

After adjustments, the hierarchical classification system for benthic ecological units included five levels as presented in Figure 5.



**Figure 5.** Hierarchical levels used in bioregionalization of the Israeli EEZ and conceptual ecological units delineation process.

#### Province

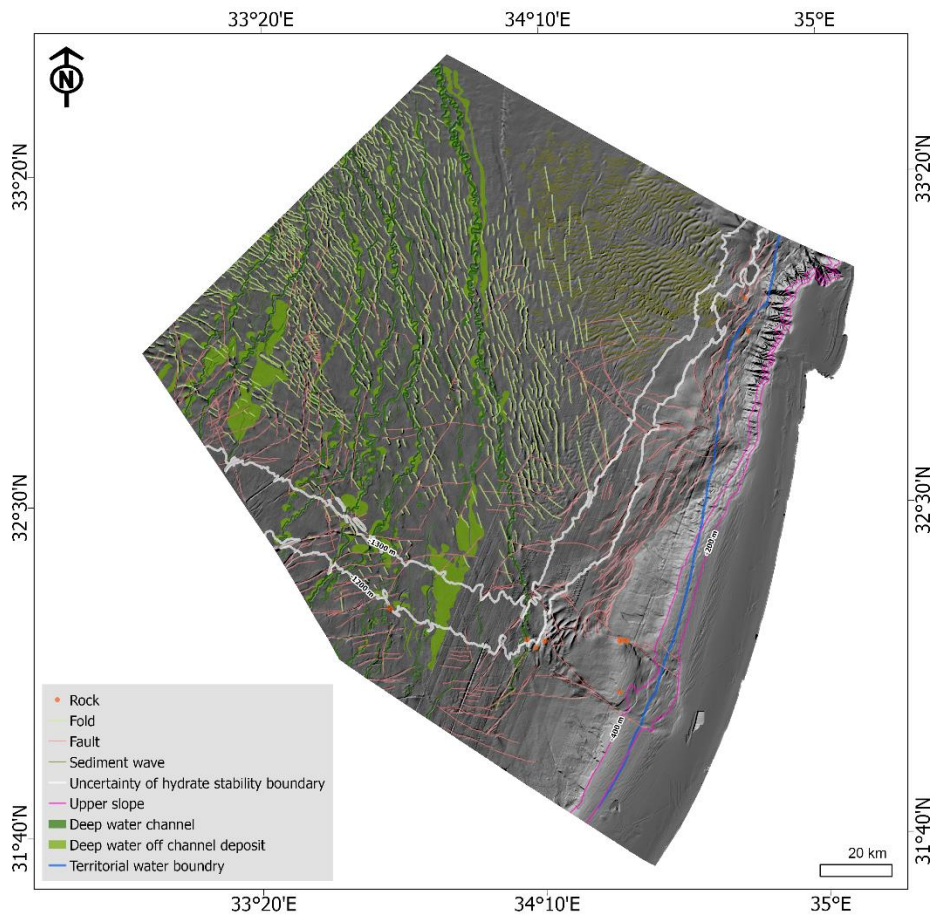
Characterized as Mediterranean Sea - Levantine basin, based on common biogeographic features (see Annex 1).

#### Bathomes

Based on commonly used classifications for the area and water masses classification suggested by IOLR (2016), three bathymetric depth ranges were defined for the EEZ: 200-600 m, 600-1000 m and below 1000 m (see Annex 1).

#### Geomorphology

Geomorphic domains were defined based on the features described by Gvirtzman et al. (2015) and Kanari et al. (2020) and the Hydrate stability boundary estimated to intersect the seafloor of the EEZ at the water depth of ~1200-1300 m (Figure 6 and see Annex 1).



**Figure 6.** Geomorphic features in the EEZ adopted from Kanari et al. (2020). The features were used to define geomorphic domains. For detailed description of the features, see Annex 1.

### Biotopes

Grain size distribution data was adopted from Elyashiv and Kruevi (2016). Sediment distribution was re-modelled in the EEZ using the bulk sediment d10, d50, d90, clay fraction, silt fraction, sand fraction and total organic carbon data. Initial analysis included a principal component analysis (PCA) and a correlation matrix analysis to identify codependences between the different observed sedimentary properties, and their relation with the sampled seafloor water depth. Based on clustering in the PCA space, the data were split into two subsets across the 600m bathymetric isobath. Each subset had gone through a second correlation matrix analysis with water depth included as a parameter. The correlation was tested for linear and non-linear relationships. Linear relationships with water depth were modelled using simple linear regression. Non-linear relationships with water depth were defined by seeking an optimal fit. Where no significant relations could be found with the water depth, modelling was carried out using identified dependencies on an intermediate parameter (see Table 3).

**Table 3.** The following relation and transformation types were used to model the parameters (for a detailed specification of the regression equations used see Annex 1):

		d10	d50	d90	%clay	%silt	%sand	%TOC
Above 600m	Modelling parameter	Water depth	Water depth	Water depth	Water depth	Water depth	Water depth	Water depth
	Relations	Linear*	Power	Power	Log-Linear	Log-Linear	Power	Log-Linear*

Below 600m	Modelling parameter	Water depth	%silt	%sand	%silt, %sand	Water depth, longitude	Water depth	Water depth
	Relations	Log-Linear	Linear	Log-Linear	Delta	Log-Linear	Exp Polynomial	Log-Linear

\*only data below a water depth of 120m were used.

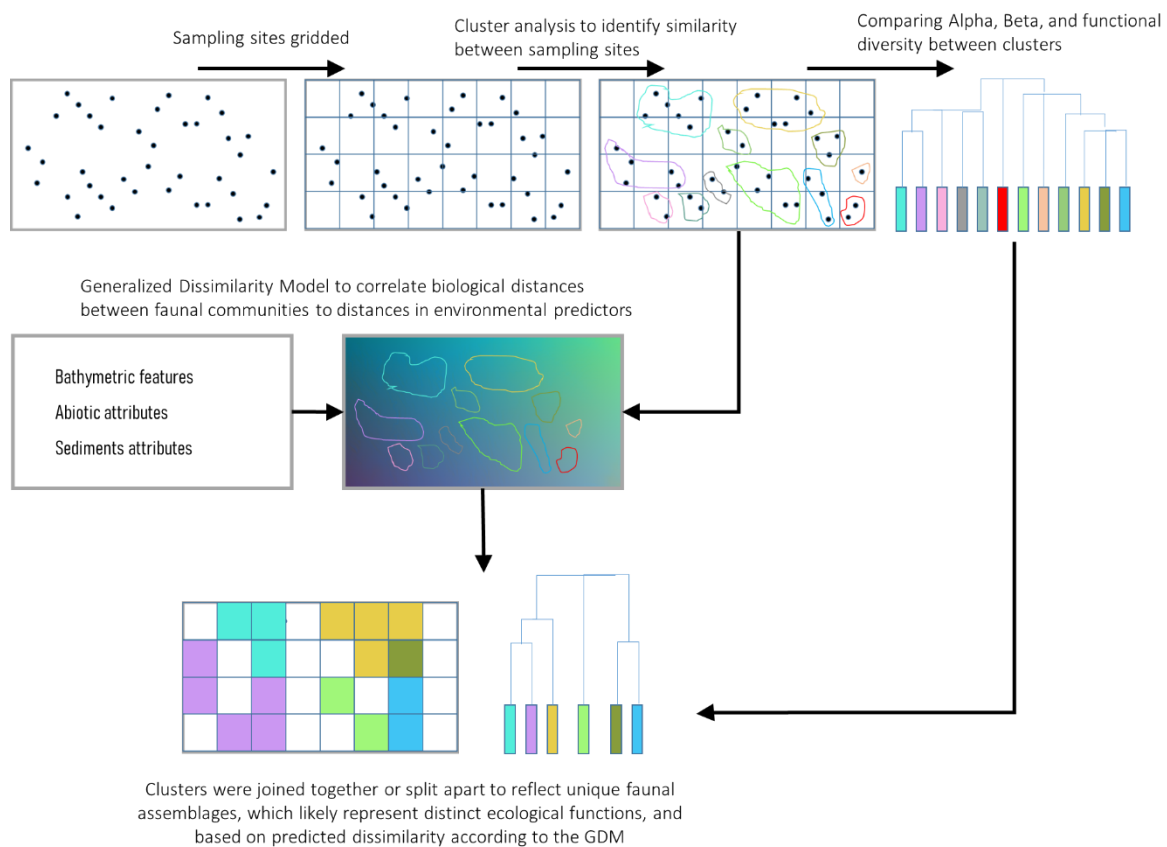
The resulting equations were used to populate a lat/long grid with a 0.1° resolution across the EEZ, this grid was then interpolated using triangulated irregular network (TIN).

### Biological assemblages

The biological data set used for biological assemblage characterization consisted of 332 taxa obtained from 4009 observations<sup>13</sup>. Data were projected onto a grid consisting of 0.1\*0.1 decimal degree cells – all observations within cells were combined to generate a presence/absence matrix of taxa, after dropping cells with only a single taxon. Data cleaning included exclusion of observations where: 1. the taxonomic identification only included class or higher levels, and/or 2. the sampling method was unclear, and/or 3. The spatial reference was unclear. In addition, taxa with questionable identification (e.g., taxa that are unknown to occur in the Mediterranean Sea) were excluded based on expert opinion. Furthermore, conservative approach was adopted to avoid over-counting of taxa, by merging several taxa into higher taxonomic level, to prioritize the less specific identification in cases where specific identification (e.g., to species level) was unavailable.

---

<sup>13</sup> The remaining 468 taxa for which distribution and ecological data was collected, and which were not used for biological assemblage characterization are available for use as background information for the plan and further analyses if necessary. These mostly include Chordata which are generally less useful for characterizing benthic habitats.



**Figure 7.** Conceptual process of biological assemblage characterization process

The clustering methodology followed (Castro-Insua et al. 2018). Dissimilarity between cells was calculated using the Simpson dissimilarity index (Simpson 1960) to minimize bias caused by variation in alpha diversity as a result of unequal sampling effort, methods, periods, and taxonomic analyses in the EEZ. Simpson dissimilarity was calculated by partitioning Sorensen dissimilarity into turnover and nestedness components (Baselga 2010) using the *beta.pair* function in the ‘betapart’ package v1.5.6 (Baselga et al. 2022), and extracting the turnover component (equal to Simpson dissimilarity).

Hierarchical clustering was performed on the dissimilarity matrix using the *hclust* function with the Ward clustering algorithm. Optimal number of clusters was selected using Analysis of Similarity (ANOSIM) tests on  $k$  clusters ranging from 2 to 50. The ANOSIM test statistic  $R$  was then plotted against  $k$ , and the optimal  $k$  was chosen as the minimal value for which  $k+1$  did not cause a relevant increment in the ANOSIM  $R$  statistic, determined by visually assessing the plots (see results, Figure 10).

To visualize and compare patterns of diversity between cells and clusters we calculated:

- Alpha diversity for each cell and cluster with Simpson index (Simpson 1949). Then, Beta diversity was calculated between clusters using Sorensen dissimilarity, partitioned into turnover and nestedness components. High degrees of nestedness between clusters were treated as indicative of clusters belonging to the same biological assemblage.
- Functional diversity for each cluster by combining different taxa into distinct functional entities (Table 4). Functional entities were defined based on food guild and habitat type (benthic carnivore, infaunal deposit feeder, etc.). Functional richness was calculated as the number of functional entities in each cluster. Three indices of functional diversity were then calculated for each cluster (Mouillot et al. 2014):

1. Functional redundancy – the average number of taxa per functional entity.
2. Functional over-redundancy – the proportion of taxa in functional entities above the mean level of functional redundancy.
3. Functional vulnerability – the proportion of functional entities with only a single taxon.

It is important to note that these variables were not used for clustering but only for more comprehensive description and further investigation of the clusters.

**Table 4.** List of functional entities and the habitat types and food guilds they represent

Functional Entity	Habitat Type	Food Guild
fe_1	Infauna	Deposit Feeder
fe_2	Infauna	Filter Feeder
fe_3	Infauna	Carnivore
fe_4	Benthic	Carnivore
fe_5	Benthic	Suspension Feeder
fe_6	Benthic	Deposit Feeder
fe_7	Benthic	Omnivore
fe_8	Benthic	Filter Feeder
fe_9	Infauna	Omnivore
fe_10	Benthopelagic	Carnivore
fe_11	Infauna	Suspension Feeder
fe_12	Benthic	Herbivore
fe_13	Benthic	Chemosymbiont
fe_14	Infauna	Parasite

A Generalized Dissimilarity Model (GDM) was constructed to correlate biological distances between faunal communities to distances in environmental predictors. The abiotic features used for the GDM are detailed in Annex 1.

Uncertainty around the I-splines depicting the functional responses of compositional dissimilarity to each environmental predictor was plotted using a subsampling bootstrapping. 100 bootstraps at 70% subsampling, were run. Spatial predictions for compositional dissimilarity were then generated for each environmental predictor based on the final GDM model, and the predictions were projected onto three-dimensional ordinated space using a PCA. The PC values were then scaled to RGB color channels to generate a map where dissimilarity in colors represents predicted biological dissimilarity.

Using the final biological assemblage polygons, additional SIMPER were run to calculate the contribution of each taxon in a community matrix to dissimilarity. Pseudo-abundance was calculated for each biological assemblage as the sum of unique observations per taxon (since abundance data are needed for this analysis). Taxa that contribute at least to 70% of the difference between each pair of biological assemblages were identified as the most important to differentiation between assemblages.

For each discrete biological assemblage, descriptions of the habitat, justification for grouping, and defining features are provided (see Results section and Annex 1).

To quantify uncertainty in the definition of the biological assemblages, five different measures were calculated, all relating to uncertainty in faunal composition (rather than assemblages' spatial extent). These measure can be used to evaluate the degree of which the assemblages represent distinct compositions of taxa:

1. Proportion of each taxon's area of occupancy (AOO; calculated following International Union for Conservation of Nature (IUCN) recommendations on methodology to calculate area of occupancy, by summing the number of 2km<sup>2</sup> cells in which the taxon is present) represented within the biological assemblage (Bland et al. 2017). The higher this proportion, the more this taxon is unique to the assemblage, with 100% representing an endemic species. This measure was averaged across all taxa in each assemblage.
2. Proportion of endemic taxa, calculated for each biological assemblage as the number of endemic taxa divided by the total number of taxa recorded there.
3. Proportion of the assemblage's area represented in the taxon's AOO. The higher this proportion, the more common and widespread the taxon is throughout the area of the assemblage. This measure was averaged across all taxa in each assemblage.
4. Sampling density per km<sup>2</sup>, calculated as the number of unique samples divided by the area of the assemblage.
5. Taxonomic identification, ranging from 1 (identified to phylum level) to 5 (identified to species level). This measure was averaged across all taxa in each assemblage.

These five measures were then converted to rank orders, to generate a relative certainty, with 1 being the least certain assemblage, and 5 being the most certain. The rank orders of the five measures were averaged to generate a final, relative certainty measure for each biological assemblage. Certainty scores were also calculated using a weighted and unweighted average approach to examine sensitivity to weighing.

All analyses for characterizing biological assemblages were performed in R v4.1.3 (R Core Team 2022).

In addition to the biological assemblages that were identified, we included biological assemblage of unique epibenthic habitat described by Hyams-Kaphzan et al. (2018) and Almogi-Labin and Hyams-Kaphzan (2016) and classified using Foraminiferous species. The GDM map was used to roughly mark the boundaries of this assemblage. Certainty score for this assemblage was qualitatively defined as 1.

#### Delineating representative ecological units

Each biological assemblage was delineated in the context of and according to the levels above it to define representative ecological unit. Where biological assemblages are unknown, ecological units were delineated based only on the above level, and especially by the geomorphic domain that are known to have relatively high predictive power of habitats distribution (see Figure 5).

#### Unique benthic habitats

To assess the possible extent of VMEs in the EEZ, several indicator taxa for the presence of VMEs were chosen. The taxa chosen are either habitat forming species, as well as taxa which are known to be strongly associated with VMEs. Following a thorough literature review, and considering the International Union for Conservation of Nature (IUCN) and General Fishing Commission for the Mediterranean (GFCM) guidelines, a list of approximately 110 taxa was compiled, whose presence in the surveyed area could potentially indicate the presence of a dozen types of VMEs. This list was further filtered to include only the taxa whose level of indication for VMEs was considered high or medium (~80 taxa, see Annex 1), and that had a sufficient sample size (9 taxa).

Species Distribution Models (SDM) were constructed using an ensemble approach (Araújo and New 2007), and based on the same environmental predictor layers that were used to construct the representative ecological units GDM (see above).



**Table 5.** List of indicator species considered in the species distribution models, the VME they inhabit, and the level of indication they provide for its presence.

Name	Group	Number of observations	VME
<i>Antipathes dichotoma</i>	Black corals	153	Coral gardens
<i>Isidella elongata</i>	Black corals	60	Coral gardens
<i>Swiftia pallida</i>	Black corals	189	Coral garden
<i>Viminella flagellum</i>	Sea pens	38	Coral gardens
Chemosynthetic tube worms	Polychaeta	22	Cold seeps
<i>Lamellibrachia anaximandri</i>	Polychaeta	19	Cold seeps
<i>Thyasira flexuosa</i>	Bivalvia	7	Cold seeps
<i>Funiculina quadrangularis</i>	Sea pens	88	Sea pen fields
<i>Rhizaxinella shikmonae</i>	Sponges	23	Soft bottom sponge ground

For each species, 500 pseudo-absences were randomly generated across the EEZ. Environmental variables for each point, both presences and pseudo-absences, were then extracted from each predictor layer. The data were then randomly divided into a 70% training set used to build the SDMs, and a 30% test set for validation. Six different algorithms were used to construct SDMs from the training set:

1. Generalised Linear Models (GLMs) were fitted with a binomial family and logit link function, for both linear and quadratic terms of the predictor variables. Automated stepwise model selection based on AIC scores was then performed using the *step* function to remove non-informative predictor variables.
2. Generalised Additive Models (GAMs) were fitted with the *gam* function in the “gam” package v1.20.1 (Hastie 2022), using smooth splines with 4 degrees of freedom for each predictor variable.
3. Classification and regression trees (CARTs; Franklin 2010, Guisan et al. 2017) were fitted using the *rpart* function in the “rpart” package v4.1.16 (Therneau and Atkinson 2022). Internal cross-validation (*xval*) and minimum number of observations available to define a split (*minsplit*) were set at their default values of 10 and 20, respectively.
4. Random Forests (RFs; Hastie et al. 2009, Guisan et al. 2017) were fitted using the *randomForest* function in the “randomForest” package v4.7-1.1 (Liaw and Wiener 2002). The number of trees to grow (*ntree*) was set at 1000.



5. Boosted Regression Trees (BRTs) were fitted using the *gbm.step* function from the “dismo” package v1.3-5 (Hijmans et al. 2021), The Bernoulli (=binomial) family was used, *tree.complexity* was set at 2, and *bag.fraction* and *learning.rate* were set at their default values of 0.75 and 0.001, respectively.
6. Maximum Entropy (MaxEnt; Phillips et al. 2006, Elith et al. 2011) models were fitted using the *maxent* function in the “maxnet” package v0.1.4 (Phillips 2021).

Using the 30% test set, several different measures of model performance were calculated. The optimal threshold for converting continuous predictions to binary (presence/absence) was chosen by optimising the sum of sensitivity and specificity (TSS), calculated by generating a confusion matrix from the observed and predicted test data to assess the frequencies of true positive results (sensitivity) and true negative results (specificity). Additionally, the area under the curve (AUC) of the receiver-operating characteristic (ROC) was calculated, which can be interpreted as the chance of assigning a higher predicted occurrence probability to a presence compared to an absence point, with values over 0.9 interpreted as excellent predictive capability (Araújo et al. 2005). Finally, the deviance explained ( $D^2$ ) by the prediction in the test set was calculated.

Using the environmental layers, spatial predictions for the probability of occurrence of each taxon were calculated with each of the six SDMs. Then, ensemble predictions were generated for each taxon using four different types of aggregation: mean probability, median probability, weighted mean probability (weighted by TSS), and committee average of binary predictions (The proportion of models predicting a presence above the optimal threshold). The best method of aggregation for each taxon was selected by maximising TSS, AUC, and  $D^2$ , in that order.

To generate predicted probabilities for the presences of the different VMEs, predicted probability maps of the best ensemble model for each taxon were clipped to only include probabilities above the optimal threshold. Then, a weighted mean of the predicted probabilities of all indicator taxa in each VME was calculated (weighted by TSS of the best ensemble models) to generate the probability of VME presence in each cell. Predicted probabilities were set at 1 in cells where indicator taxa were directly observed.

Finally, a relative certainty score for the VME prediction maps were generated by calculating the standard deviation between the six SDM predictions for each taxon, and calculating the mean SD across all indicator taxa for each VME. SD was set at 0 in cells where indicator taxa were directly observed, and was then converted to a certainty index, ranging from 0 to 1, and inversely proportional to SD - thus, in the extreme cases, cells with a certainty of 1 and predicted probability of 1 represent absolute certainty of VME presence, cells with a certainty of 1 and predicted probability of 0 represent absolute certainty of no evidence for VME presence (all models for all indicator taxa predict below the suitability threshold), and cells with a certainty of 0 indicate high uncertainty regarding the prediction for VME presence or absence (model predictions greatly differ from one another).

#### Gas seep pockmarks and Rocky Habitat distribution possibility

Gas seep pockmarks and rocky habitat distribution possibility was performed using ArcGIS Pro (v.2.9.3) and was created for 2X2km grid by combining three models:

1. For the areas of ‘Palmahim A’, ‘Palmahim B’ and ‘Palmahim C’, we generated a reduced version of the potential map as described in Makovsky et al. (2020).

2. The possibility model for the southern 'deep-sea fan' and 'base of slope', was generated based on pockmarks observations using fuzzy logic method. First, the observations were weighted according to Makovsky et al. (2020). Then for each weight class, we generated a separate raster to represent the distance from each pockmark within the same class. The generated rasters were transformed to a scale of 0-1 by using the 'small' non-linear function. A 'midpoint' of 1500 and a 'spread' value of 1, were used. The result rasters were then multiplied by the assigned weight, and merged by giving the maximum value in case of overlapped cell.
3. The north part of base of slope, was modeled using similar method as previous described. However, in this case the distance from a fault was also considered as a condition, since it was found to be correlated to the number of observed pockmarks. For this purpose, we used Kanari et al. (2020) faults mapping, and summed the transformed 'distance-to-fault' raster with the transformed 'distance-to-pockmark' raster using weighted sum method. Where the later condition was weighted twice higher.

## Results

### Representative benthic ecological units

Detailed description of the hierarchical levels used for classifying representative ecological units are available in Annex 1. The following results include the main new findings that were used for the classification.

Considering the combined impact of the geomorphological factors, and the resulting seafloor morphology, we define 10 large scale geomorphic domains as the basis for classifying the representative ecological units of the Israeli EEZ:

**Upper Slope.** Delineated by the 200m isobath to the east (marking the edge of the continental shelf) and the 400m isobath to the west. The 400m isobath marks the top of the head scars of large submarine landslides in the central and southern part of the slope. This area is characterized by a gentler inclination relative to the rest of the slope.

**Lower Slope.** Delineated by the 400m isobath to the east and the base of slope (defined by the regional structural change of the slope., which is not necessarily aligned with an isobath) to the west. This area includes the slumps and submarine landslides along the southern and central part of the slope and the canyons at the north part of it.

**Base Slope.** Delineated by the base of slope to the east and the 1250m isobath (top of the hydrate stability field) to the west. This area is characterized by extensive presence of small pockmarks and active gas seepage in some locals.

**Palmahim C.** Outlined by the head scar of the Palmahim Disturbance (PD), which forms a local depression with enhanced dips relative to its surrounding to the east, north and south. This area is characterized by stepped topography and transport of material from the surrounding highs, and possibly rocky outcrops and some small pockmarks.

**Palmahim B.** Defined as a union of the coral gardens areas (as defined in Makovsky et al. (2020)) and bounded to the east by the Palmahim C area and to the west by the simpler central part of PD. This area is elevated from its surrounding to the north and south, forming complex bathymetry at the drops of both sides, and is characterized by a complex and varied geomorphology. Authigenic carbonates are known in several localities across this area, notably to the north and south of it, colonized by unique cold water coral communities.

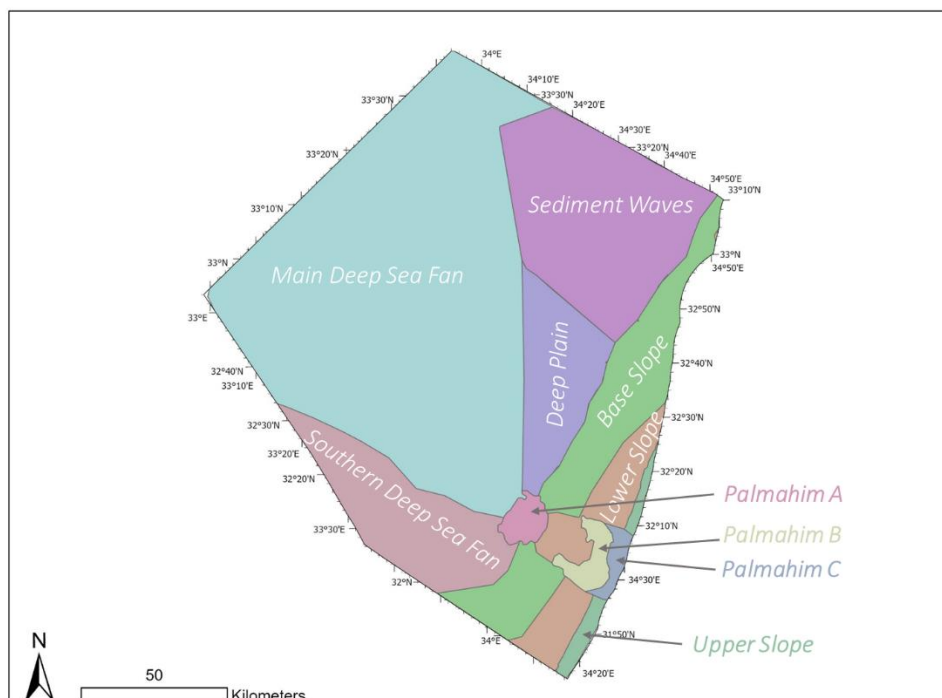
**Palmahim A.** Delineated by the Levant Channel to the west, the lower slope part of PD to the east and the transition to flat geomorphology to the north and south. This area is characterized by complex geomorphology includes folds, faults, ridges, seepage. Large pockmark and active gas and brine seepage have been documented in this area with their accompanying ecological hotspots.

**Sediment Waves.** Delineated by the eastern flood plains of Levant Channel to the west, the 1250 m isobath to the east and the transition from sediment waves to folds in the south. This area is characterized by large (>1km in width) sediment waves, associated with prominent ESE to WNW sediment transport features.

**Main Deep-Sea Fan.** Delineated to the north by the Levant Channel flood plains, to the south by the 1250m isobath (gas presence) and to the east by the foothills of the PD (Palmahim A). This zone is characterized by prevalent deep-water channels, over-bank deposits, deep-water fans, folds and faults are also present.

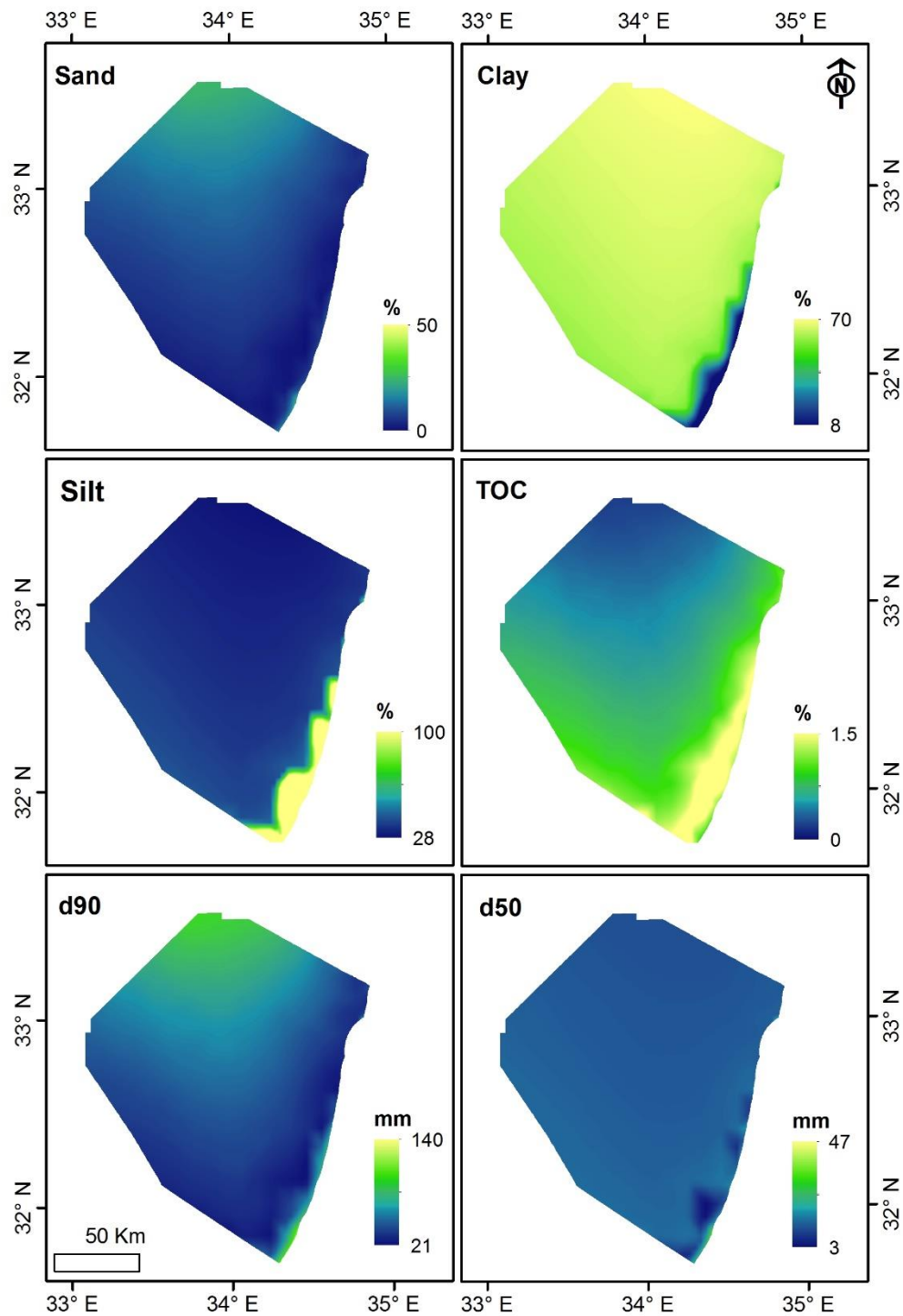
**Southern Deep-Sea Fan.** Delineated to the north by the 1250m isobath (range of gas presence) and to the east by the base of slope. Part of the Deep-Sea Fan marked by prevalent presence of pockmarks and indications of active seepage. Of these most notable is the large Gal-C pockmarks, where active seepage and deep-water benthic fauna were observed. This area hosts the bulk of the deep-water fans and over-bank deposits as well as exhibits a denser faulting system relative to other parts of the Deep-Sea Fan.

**Deep Plain** - Delineated by the eastern flood plains of Levant Channel to the west, the 1250 isobath to the east and the sediment wave domain to the north. This is a relatively flat area without strong complex geomorphology features, the main features present are gentle folds (in the western part of his area) and some faults (in the eastern part of the area).



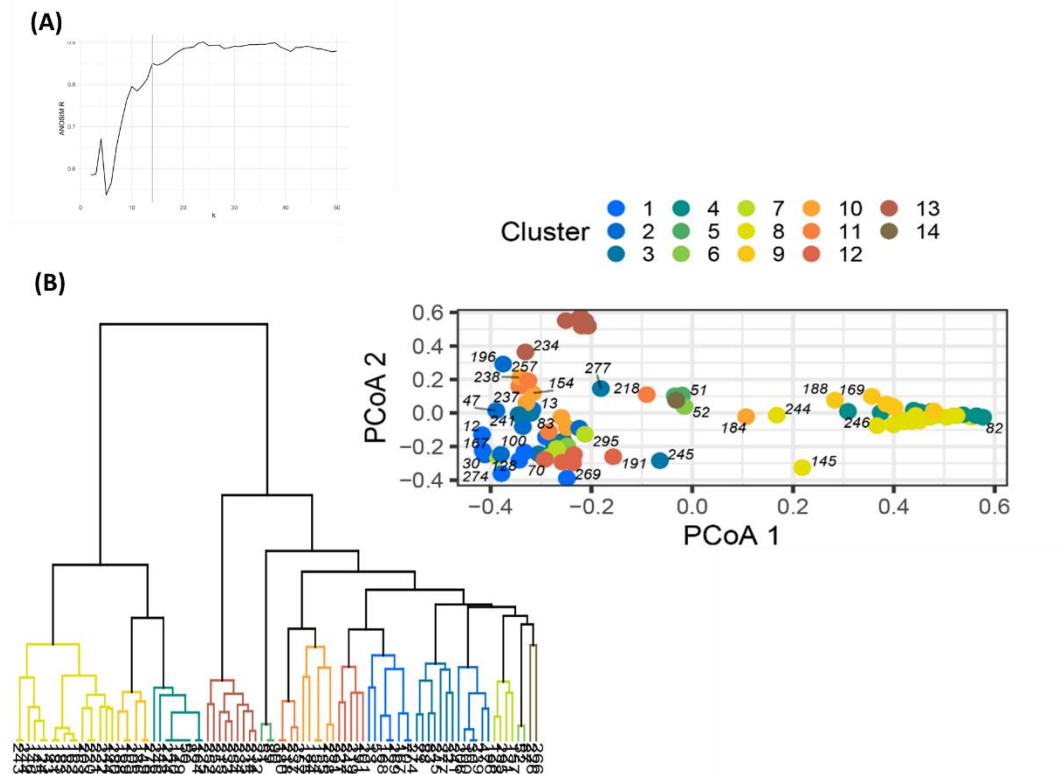
**Figure 8.** Geomorphic domains in the EEZ.

Sediments analysis demonstrates that carbonate detritus in the sediment originating from pelagic and benthic sources, weaken the correlation of grain size with the depth and distance from the coast. Notable in this respect is the significant contribution of carbonate to the sand fraction, and particularly in the deeper parts of the basin, indicating the biogenic source of most of the sand-size grains (Figure 9)



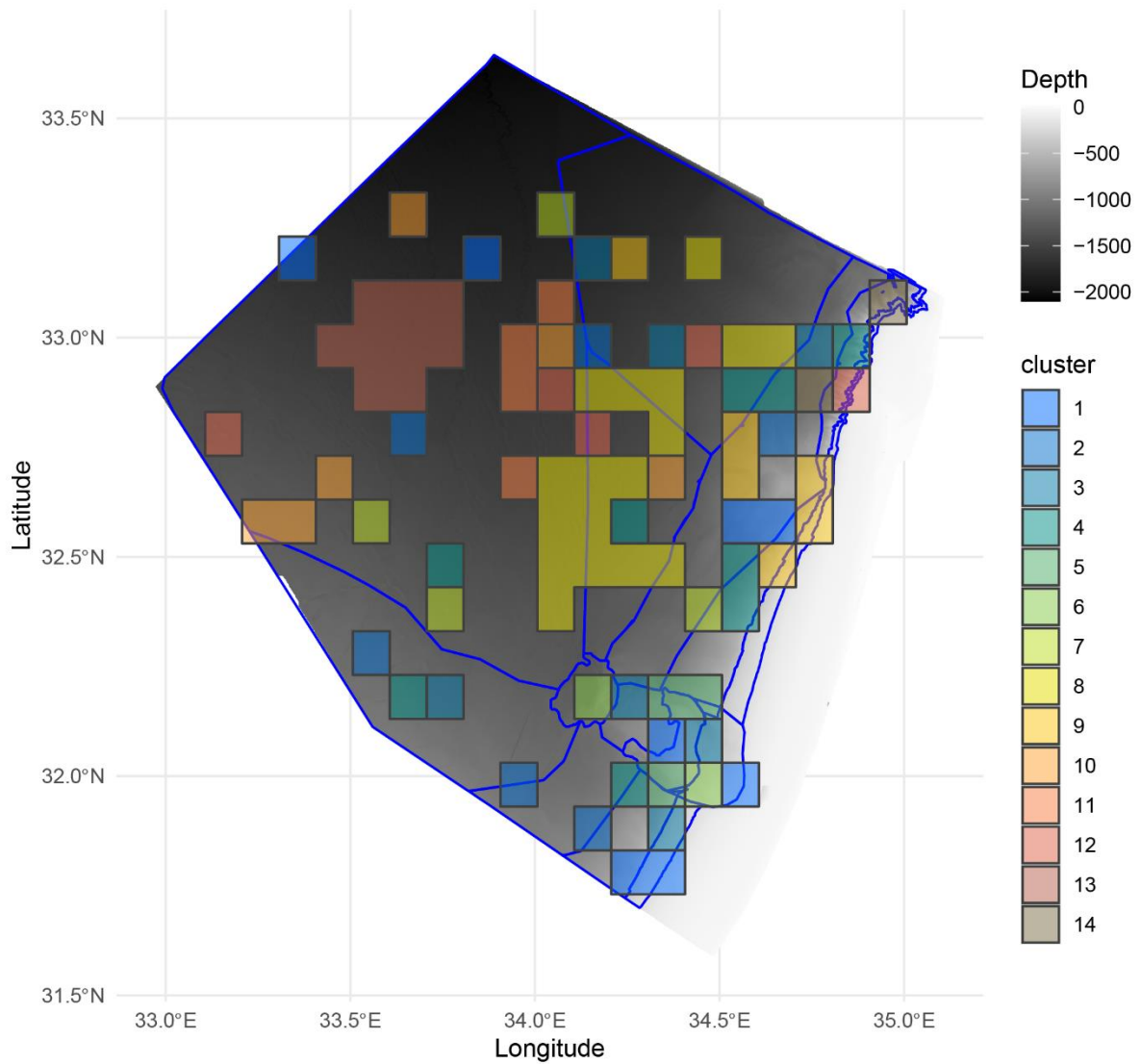
**Figure 9.** Sediments distribution in the EEZ. Sand = grain size of 63-2000 $\mu$ m; Silt = grain size of 8-63 $\mu$ m; Clay = grain size <8 $\mu$ m; TOC = total organic carbon - represents the organic matter in the sediments; d90 = 90<sup>th</sup> percentile of grain size distribution in sample; d50 = 50<sup>th</sup> percentile of grain size distribution in sample. The raw data used for the analysis was obtained from Elyashiv and Kruevi (2016).

In the cluster analysis of the biological data an optimal number of 14 clusters was selected (Figure 10).



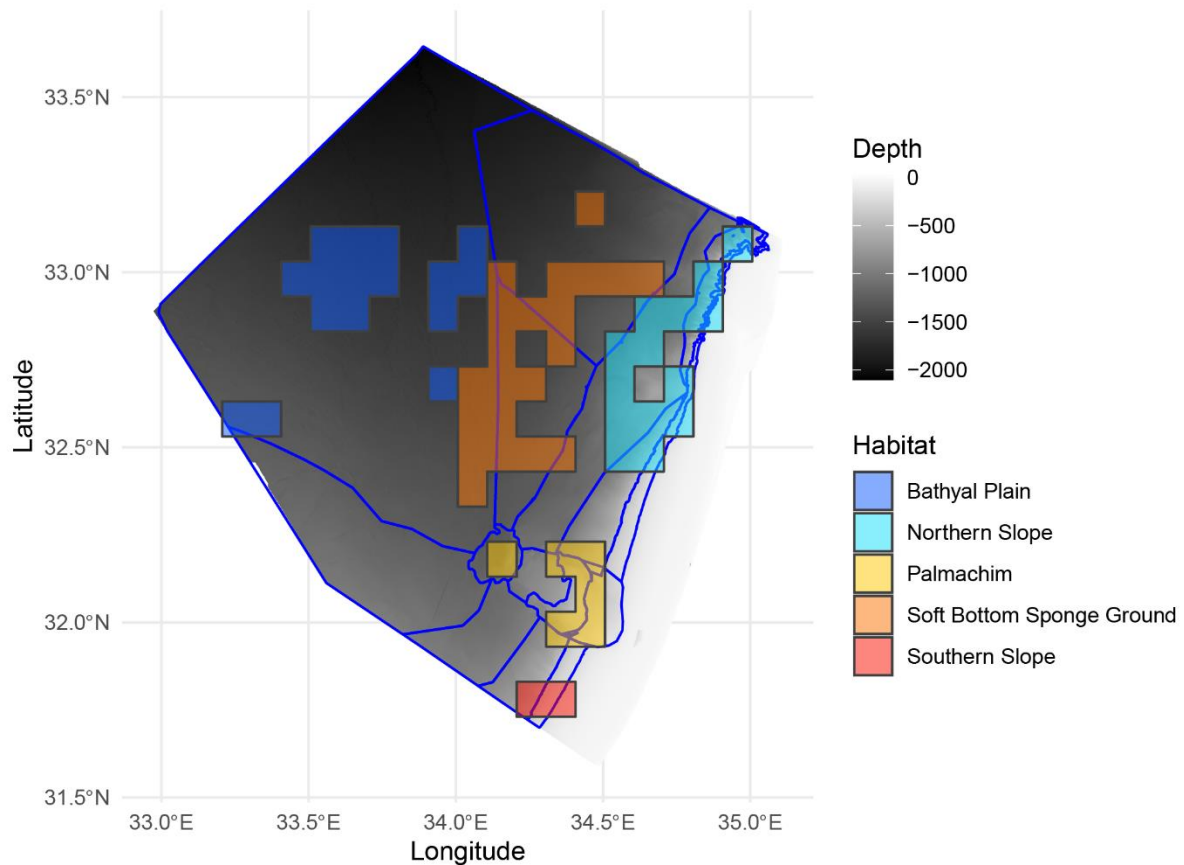
**Figure 10.** (A) Plot of ANOSIM test statistic R against k clusters. The vertical grey line represents the optimal k (=14) that was selected. (B) Dendrogram showing hierarchical clustering of cells based on Simpson dissimilarity, colored by cluster, with inset PCoA plot showing the clustered cells in multidimensional ordinated space.

Some clusters showed strong geographical cohesiveness (e.g. 8, 13; Figure 11), whereas others were geographically extremely widespread (e.g. 1, 3, 4, 12).



**Figure 11.** Map of 0.1\*0.1 degree cells colored by clusters based on Simpson dissimilarity. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

Biological assemblages were generated based on the results of the clustering analyses and through examination of unique faunal elements in different assemblages. Clusters were joined together or split apart to reflect unique faunal assemblages, which likely represent distinct ecological functions, and based on predicted dissimilarity according to the GDM. A final map of 5 biological assemblages was generated (Figure 12).

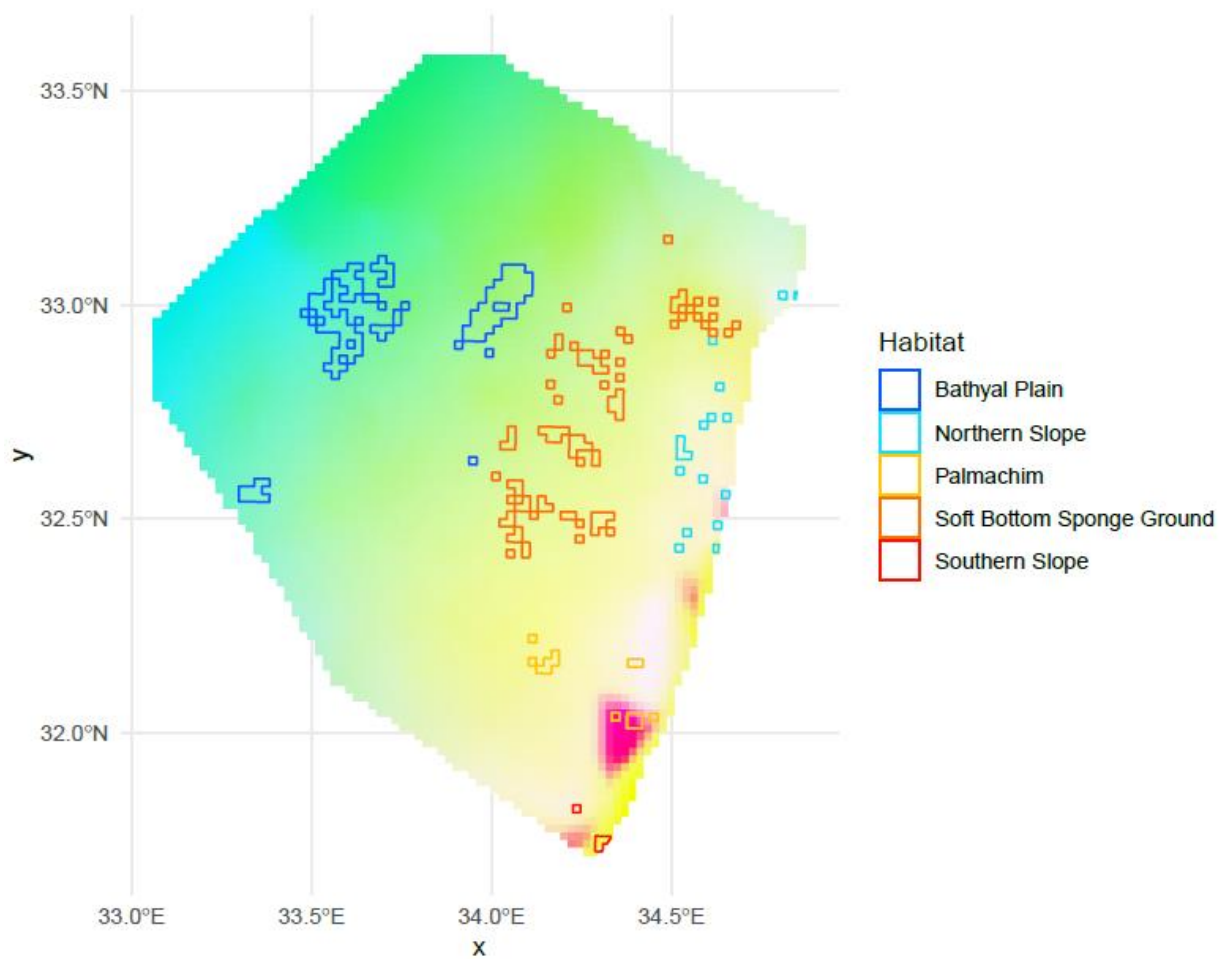


**Figure 12.** Map of distinct representative biological assemblages, based on clustering done on 0.1\*0.1 degree cells. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

Notably, some cells are not represented in the final map, particularly in clusters 1, 3 and 4 from the southern and south-western areas of the EEZ. The clusters there are generally comprised of small assemblages with extremely low percentages of unique taxa. Many of the sampled taxa have poorly-resolved taxonomic resolution and are lacking much ecological knowledge, but are nevertheless likely wide-spread. These cells were therefore omitted, since they likely represent dubious clustering due to sampling issues, and there is high uncertainty around which assemblage, if any, they represent.

Due to this, and general lack of sampling, the current assemblage classification of much of the southern and northern EEZ remain unknown. However, the GDM predictions (Figure 13) suggest that the southern EEZ may be similar in faunal composition to much of the base slope, while the northern EEZ may be entirely unique.





**Figure 13.** Map of predicted biological composition from a Generalized Dissimilarity Model (GDM). Similar colors represent similar predicted faunal compositions. Representative assemblages are overlaid in 2 km cells in which observed samples exist.

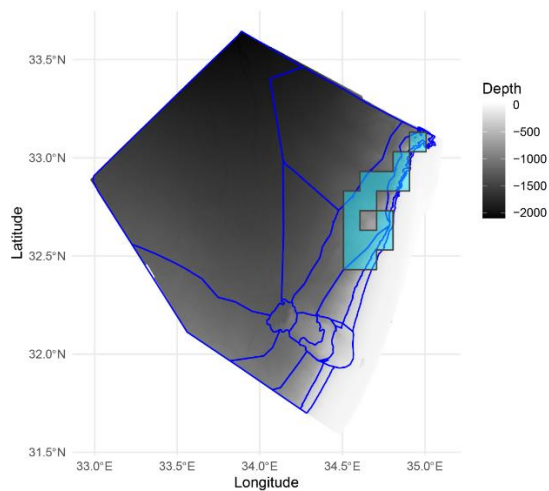
### Biological assemblage description

#### 1. **Northern Slope:**

Defined by the presence of taxa that are associated both with shallow and deep water, as well as taxa associated with both soft and hard substrates. Unique elements include endangered species (*Tonna galea*) and unidentified soft corals. The northernmost edge of the area of the assemblage might contain a unique assemblage of hard-substrate associated taxa (*Scyllarides latus*, *Centrostephanus longispinus*, etc.), but sampling is too scarce to say definitively at this moment. Many of the taxa present in this assemblage are also common in shallower habitats and there is a large presence of benthopelagic taxa. The extremely low ratio of wide-spread taxa also suggests that this assemblage might be comprised of several distinct habitats with unique assemblages.

Geomorphological domains: Upper Slope, Lower Slope, Base Slope, Sediment Waves.

Location: North-East.



**Figure 14.** Map of the Northern Slope biological assemblage. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

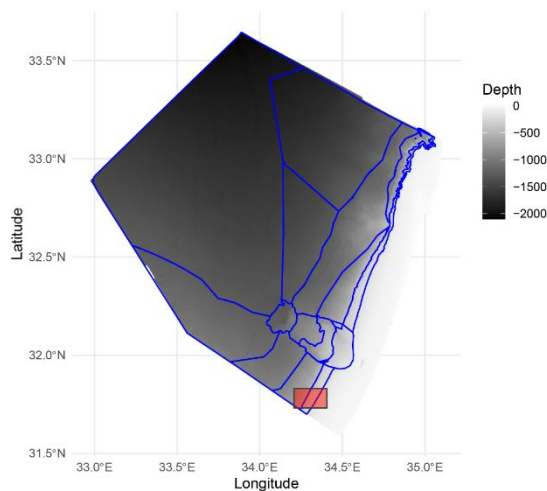
<b>Table 6.</b> Northern Slope biological assemblage description	
Wide-Spread Taxa (found in >50% cells)	<i>Polycheles typhlops</i>
% Wide-Spread Taxa	0.7%
% Unique Taxa	37.1%
Potential Indicator Taxa	None
Functional entities (fe number as in Table 1: Number of taxa in the assemblage)	fe_1: 37 fe_4: 15 fe_2: 13 fe_6: 12 fe_3: 9 fe_5: 7 fe_7: 7 fe_10: 5 fe_8: 4 fe_9: 4 fe_11: 1
Functional over-redundancy	deposit feeders & carnivores
SIMPER (taxa that contribute to at least 70% difference between this and the 4 other assemblages)	<i>Aristaeomorpha foliacea</i> , <i>Galeodea echinophora</i>

## 2. Southern Slope:

Defined by the presence of unique taxa suggestive of possible chemosynthetic communities and soft substrates. Multiple specimens of an unidentified species of *Cossura* are present, and some species in the genus are known to be chemosymbionts. In addition, presence of *Thyasira flexuosa* and *Eriopisa elongata* was observed.

Geomorphological domains: Upper Slope, Lower Slope.

Location: South-East.



**Figure 15.** Map of the Southern Slope biological assemblage. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

<b>Table 7.</b> Southern Slope biological assemblage description	
Wide-Spread Taxa (found in >50% cells)	<i>Ancistrosyllis groenlandica</i> , <i>Aricidea (Acmira) lopezi</i> , <i>Aricidea (Aedicira) sp.</i> , <i>Aricidea (Allia) antennata</i> , <i>Aricidea (Allia) monicae</i> , <i>Aricidea (Aricidea) wassi</i> , <i>Brania sp.</i> , <i>Carangoliopsis spinulosa</i> , <i>Caudofoveata sp.</i> , <i>Clitellata sp.</i> , <i>Cossura sp.</i> , <i>Desmosomatidae sp.</i> , <i>Ennucula tenuis</i> , <i>Exogone sp.</i> , <i>Gallardonneris sp.</i> , <i>Glycera lapidium</i> , <i>Heteronemertea sp.</i> , <i>Hyperiidea sp.</i> , <i>Levinsenia sp.</i> , <i>Litocorsa stremma</i> , <i>Mediomastus sp.</i> , <i>Monticellina sp.</i> , <i>Nassarius elatus</i> , <i>Nephtyidae sp.</i> , <i>Notomastus sp.</i> , <i>Ophiuroidea sp.</i> , <i>Palaeonemertea sp.</i> , <i>Panthalis oerstedii</i> , <i>Podarkeopsis sp.</i> , <i>Praxillella gracilis</i> , <i>Prionospio sp.</i> , <i>Pseudotanais sp.</i> , <i>Spiophanes sp.</i> , <i>Sternaspis scutata</i> .
% Wide-Spread Taxa	41.5%
% Unique Taxa	24.4%
Potential Indicator Taxa	<i>Aricidea (Acmira) lopezi</i> , <i>Aricidea (Aedicira) sp.</i> , <i>Ennucula tenuis</i> , <i>Litocorsa stremma</i> , <i>Monticellina sp.</i> , <i>Nassarius elatus</i>
Functional entities (fe number as in Table 4: Number of	fe_1: 21 fe_3: 19 fe_2: 10 fe_9: 3 fe_6: 2 fe_12: 1

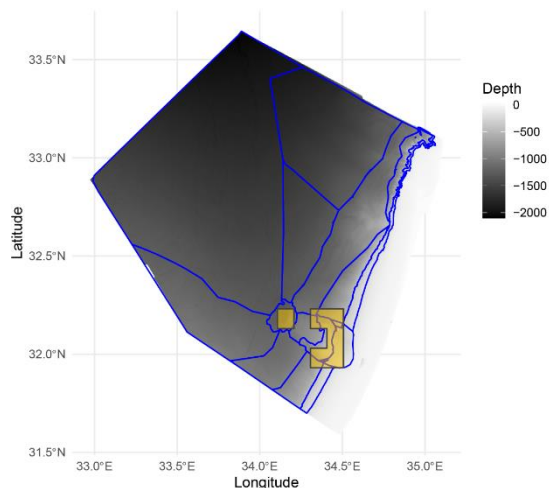
taxa in the assemblage)	fe_4: 1 fe_5: 1 fe_7: 1
Functional over-redundancy	infauna
SIMPER (taxa that contribute to at least 70% difference between this and the 4 other assemblages)	<i>Abyssoninoe sp.</i> , <i>Ancistrosyllis groenlandica</i> , <i>Anobothrus gracilis</i> , <i>Aricidea (Acmira) lopezi</i> , <i>Aricidea (Aedicira) sp.</i> , <i>Aricidea (Allia) antennata</i> , <i>Aricidea (Allia) monicae</i> , <i>Aricidea (Aricidea) wassi</i> , <i>Brania sp.</i> , <i>Carangoliopsis spinulosa</i> , <i>Caudofoveata sp.</i> , <i>Clitellata sp.</i> , <i>Cossura sp.</i> , <i>Desmosomatidae sp.</i> , <i>Edwardsiidae sp.</i> , <i>Ennucula tenuis</i> , <i>Exogone sp.</i> , <i>Gallardoneris sp.</i> , <i>Glycera lapidum</i> , <i>Heteronemertea sp.</i> , <i>Hyperiidea sp.</i> , <i>Levinsenia sp.</i> , <i>Litocorsa stremma</i> , <i>Mediomastus sp.</i> , <i>Monticellina sp.</i> , <i>Nassarius elatus</i> , <i>Nephtyidae sp.</i> , <i>Ophiuroidea sp.</i> , <i>Palaeonemertea sp.</i> , <i>Panthalis oerstedii</i> , <i>Podarkeopsis sp.</i> , <i>Praxillella gracilis</i> , <i>Prionospio sp.</i> , <i>Pseudotanais sp.</i> , <i>Spiophanes sp.</i> , <i>Sternaspis scutata</i>

### 3. Palmahim:

A collection of several highly unique habitats and communities in close spatial proximity, as exemplified by the lack of wide-spread taxa that are common throughout the entire area of the assemblage. Most prominently coral gardens (mostly in the region of Palmahim B), and chemosynthetic tube worms (*Lamellibrachia anaximandri* and unident. sp. [“chemo tube worms”]), and other chemosynthetic taxa (*Lurifax vitreus*, Possibly *Sigambra sp.*) in cold seeps (mostly in the region of Palmahim A).

Geomorphological domains: Palmahim A, Palmahim B, Palmahim C.

Location: South-East.



**Figure 16.** Map of the Palmahim biological assemblage. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

**Table 8.** Palmahim biological assemblage description

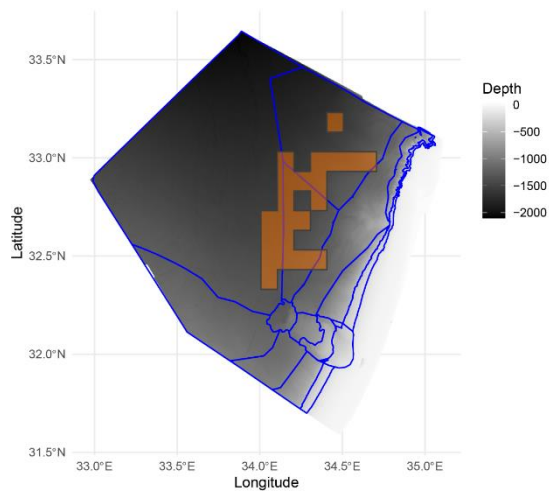
Wide-Spread Taxa (found in >50% cells)	None
% Wide-Spread Taxa	0%
Unique Taxa (only found in this assemblage; taxon names as appear in data source)	<i>Anekes paucistriata, Antipathes dichotoma, Calliax lobata, Callogorgia verticillata, Chemo tube worms, Clelandella miliaris, Crinoidea sp., Ennucula corbuloides, Epizoanthus sp., Funiculina quadrangularis, Isidella elongata, Isorropodon perplexum, Laeviphitus verduini, Lamellibrachia anaximandri, Leiopathes sp., Leptognathiella DS#2, Leptognathiopsis sp., Lucinoma kazani, Lurifax vitreus, Myrtea amorpha, Mytilidae sp., Oediceroides pilosus, Parantipathes sp., Pleurotomella eurybrocha, Protanaissus sp., Putzeysia wiseri, Solatisonax alleryi, Swiftia pallida, Taranis moerchii, Thyasira biplicata, Viminella flagellum, Waisiuconcha corsellii, Xylophaga dorsalis, Yoldiella nana, Yoldiella striolata.</i>
% Unique Taxa	38.9%
Potential Indicator Taxa	None
Functional entities (fe number as in Table 4: Number of taxa in the assemblage)	fe_2: 18 fe_1: 13 fe_3: 8 fe_5: 8 fe_4: 7 fe_6: 7 fe_12: 3 fe_9: 3 fe_13: 2
Functional over-redundancy	infaunal filter feeders & deposit feeders
SIMPER (taxa that contribute to at least 70% difference between this and the 4 other assemblages)	<i>Antipathes dichotoma, Callogorgia verticillata, Crinoidea sp., Funiculina quadrangularis, Isidella elongata, Leiopathes sp., Parantipathes sp., Swiftia pallida</i>

#### 4. Soft Bottom Sponge Ground:

Vastly distributed biological assemblage defined by unique assemblages of sponges associated with soft substrates, most prominently *Rhizaxinella shikmonae*, unique to this assemblage, and wide-spread throughout. Unlike most deep-sea habitats where the most dominant fauna are infaunal deposit feeders, this assemblage is extremely rich in benthic filter feeders and carnivores. The widespread sponges in this habitat may act as habitat builders and thus promote biodiversity.

Geomorphological domains: Sediment Waves, Deep Plain, Main Deep-Sea Fan.

Location: Centre.



**Figure 17.** Map of the Soft Bottom Sponge Ground biological assemblage. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

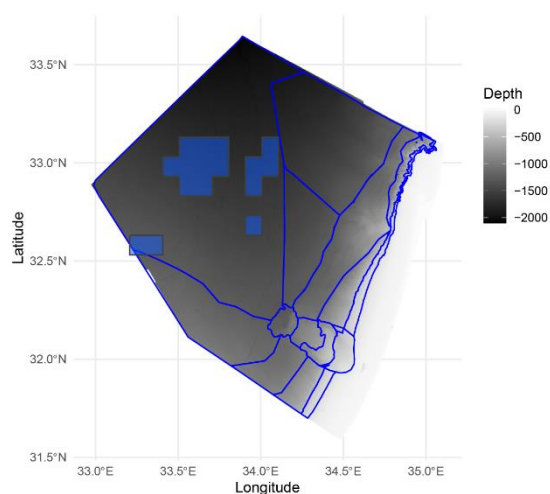
<b>Table 9.</b> Soft Bottom Sponge Ground biological assemblage description	
Wide-Spread Taxa (found in >50% cells)	<i>Aristeus antennatus</i> , <i>Geryon longipes</i> , <i>Polycheles typhlops</i> , <i>Rhizaxinella shikmonae</i>
% Wide-Spread Taxa	7.4%
% Unique Taxa	35.6%
Potential Indicator Taxa	<i>Rhizaxinella shikmonae</i>
Functional entities (fe number as in Table 4: Number of taxa in the assemblage)	fe_1: 9 fe_3: 7 fe_2: 6 fe_4: 6 fe_8: 6 fe_5: 3 fe_10: 2 fe_6: 2 fe_7: 2 fe_9: 1
Functional over-redundancy	filter feeders and carnivores
SIMPER (taxa that contribute to at least 70% difference between this and the 4 other assemblages)	<i>Aristeus antennatus</i> , <i>Benthonella tenella</i> , <i>Geryon longipes</i> , <i>Polycheles typhlops</i> , <i>Rhizaxinella shikmonae</i> , <i>Yoldiella micrometrica</i>

## 5. Bathyal Plain:

Characterised by rich infaunal assemblages of polychaete worms, mostly from the families Glyceridae (carnivores), and Capitellidae and Spionidae (deposit feeders). Worth mentioning is the presence of *Phoronis* sp, the only recorded representative of the phylum Phoronida (horeshoe worms) in the EEZ. Comprised of several distinct clusters (10, 11, 12), but joined together based on similar functional characteristics, similar predicted composition based on GDM (Figure. 12), and unequal sampling effort throughout the EEZ likely contributing to artificial separation between clusters. However, some differences likely still exist, and distribution of represented taxa may be patchy, as is also suggested by the GDM (Figure 13).

Geomorphological domains: Main Deep-Sea Fan.

Location: West.



**Figure 18.** Map of the Bathyal Plain biological assemblage. Depth is shown in a greyscale gradient, with darker colors representing deeper seafloor, and blue lines denoting different geomorphological domains.

<b>Table 10.</b> Bathyal Plain biological assemblage description	
Wide-Spread Taxa (found in >50% cells)	<i>Aphelochaeta</i> sp., <i>Clitellata</i> sp., <i>Nannastacidae</i> sp., <i>Notomastus</i> sp., <i>Polycirrinae</i> sp., <i>Scolelepis</i> sp., <i>Spiochaetopterus</i> sp.
% Wide-Spread Taxa	4.7%
% Unique Taxa	35.3%
Potential Indicator Taxa	<i>Scolelepis</i> sp.
Functional entities (fe number as in Table 4: Number of taxa in the assemblage)	fe_1: 30 fe_3: 22 fe_2: 9 fe_4: 5 fe_6: 5 fe_11: 4 fe_7: 3 fe_5: 2 fe_8: 2

	fe_14: 1 fe_9: 1
Functional over-redundancy	infaunal deposit feeders & carnivores
SIMPER (taxa that contribute to at least 70% difference between this and the 4 other assemblages)	<i>Aphelochaeta sp.</i> , <i>Glycera fallax</i> , <i>Leptochelia tanykeraia</i> , <i>Nannastacidae sp.</i> , <i>Polycirrinae sp.</i> , <i>Scolelepis sp.</i> , <i>Spiochaetopterus sp.</i> , <i>Stylochidae sp.</i> , <i>Typhlotanais angstromensis</i>

### Uncertainty in biological assemblages composition

Overall, Palmahim had the highest relative certainty score, followed by Bathyal Plain and Northern Slope (tied for second and third), Southern Slope, and finally Soft Bottom Sponge Ground with the lowest relative certainty score (Table 11). However, assemblages varied in which metric most contributed to their certainty. Palmahim ranked highly in almost all metrics, being a well-sampled, well-studied area with many endemic taxa that are widespread throughout the assemblage. The Bathyal Plain and Northern Slope both ranked around the middle in most metrics, but ranked the highest in endemism metrics – Bathyal Plain in having the highest proportion of its taxa’s ranges included within the area of assemblage (Annex 1 - Figure A9A), and Northern Slope in having the highest proportion of endemic taxa. Similarly, Southern Slope and Soft Bottom Sponge Ground ranked lowest in certainty for different reasons – Southern Slope has the highest sampling density (Annex 1 - Figure A10) and commonality index (Annex - Figure A9B) but lowest endemism scores, whereas Soft Bottom Sponge Ground ranks highest in taxonomic resolution (Annex 1 - Figure A9C), but lowest on sampling density (Annex - Figure A10).

**Table 11.** Certainty scores for the different biological assemblages. For each metric the rank order is given in parentheses, ranging from 1 (lowest) to 5 (highest). The certainty score is an unweighted average of the five rank orders.

<b>Assemblage</b>	<b>Mean AOO/Habitat</b>	<b>Mean Habitat/AOO</b>	<b>Sampling Density</b>	<b>Mean Taxonomic Resolution</b>	<b>% Endemic Taxa</b>	<b>Certainty</b>
Palmahim	48.9 (2)	4.36 (4)	1.50 (4)	4.87 (4)	41.1 (4)	3.6
Bathyal Plain	70.2 (5)	1.47 (3)	0.58 (3)	4.32 (1)	35.3 (3)	3
Northern Slope	58.1 (4)	0.79 (1)	0.33 (2)	4.49 (3)	42.0 (5)	3
Southern Slope	46.8 (1)	8.21 (5)	2.44 (5)	4.45 (2)	24.4 (1)	2.8
Soft Bottom Sponge Ground	53.7 (3)	0.99 (2)	0.19 (1)	4.89 (5)	35.2 (2)	2.6



Foraminiferous unique assemblage*						1
-----------------------------------	--	--	--	--	--	---

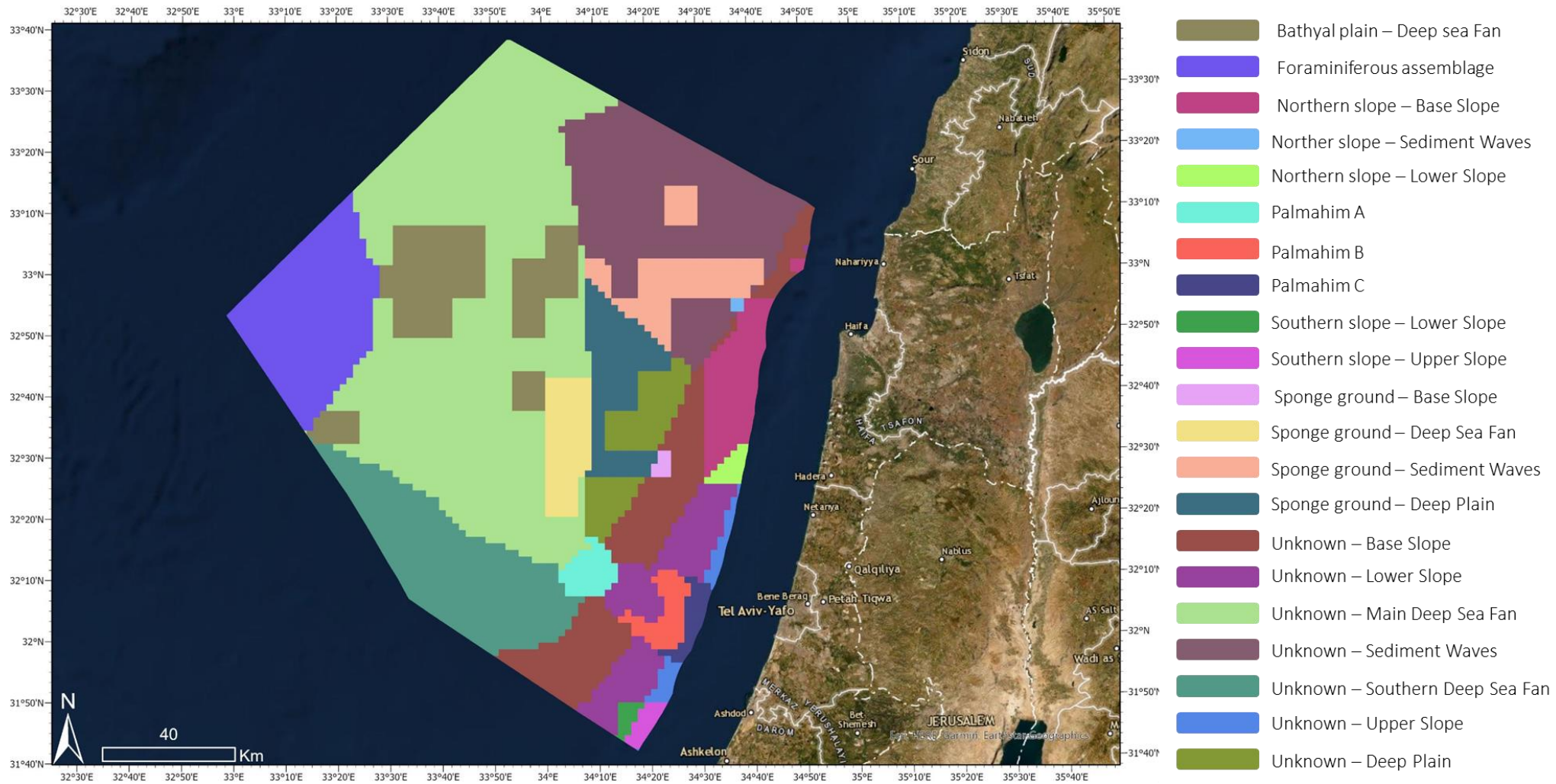
\* Score for Foraminiferous unique assemblage is qualitative, see Methods.

Weighted average (giving higher weight to sampling density and taxonomic identification, or to endemism metrics) changed the certainty scores but the relative ordering of biological assemblages from least to most certain did not.

Detailed results of the clustering analysis and biological assemblages' characterization are available in Annex 1 and Appendix 1.

Delineation of representative benthic ecological units in the EEZ resulted in 21 units (Figure 19). It is suggested that some of these units can be merged based on experts' opinion (see Discussion section).

Nine sampling points used by Rubin-Blum et al. (2022) for characterization of benthic microbial communities in the sediment intersect six different ecological units in: Unknown upper-slope, Unknown lower-slope, Unknown base-slope, Sponge ground sediment waves, Unknown sediment waves, and Unknown main deep sea fan. Generally, microbial diversity decreases with water depth. Ammonia-oxidizing archaea, aerobic heterotrophs, and saprotrophic fungi are dominant in all the above units. Ecological units along the continental slope are also characterized by presence of anaerobic heterotrophs and sulfate-reducing bacteria. Cluster analysis of the microbial communities reveal different pattern of diversity gradient between the northern and southern slope. Further monitoring of the bacterial communities in the different ecological units can refine units boundaries and characterization (see discussion section for recommendation).



**Figure 19.** Representative benthic ecological units in the Israeli EEZ. Unit name is a combination of the biological assemblage and the geomorphic domain. “Unknown” refers to units with unknown biological assemblages

## Unique benthic habitats

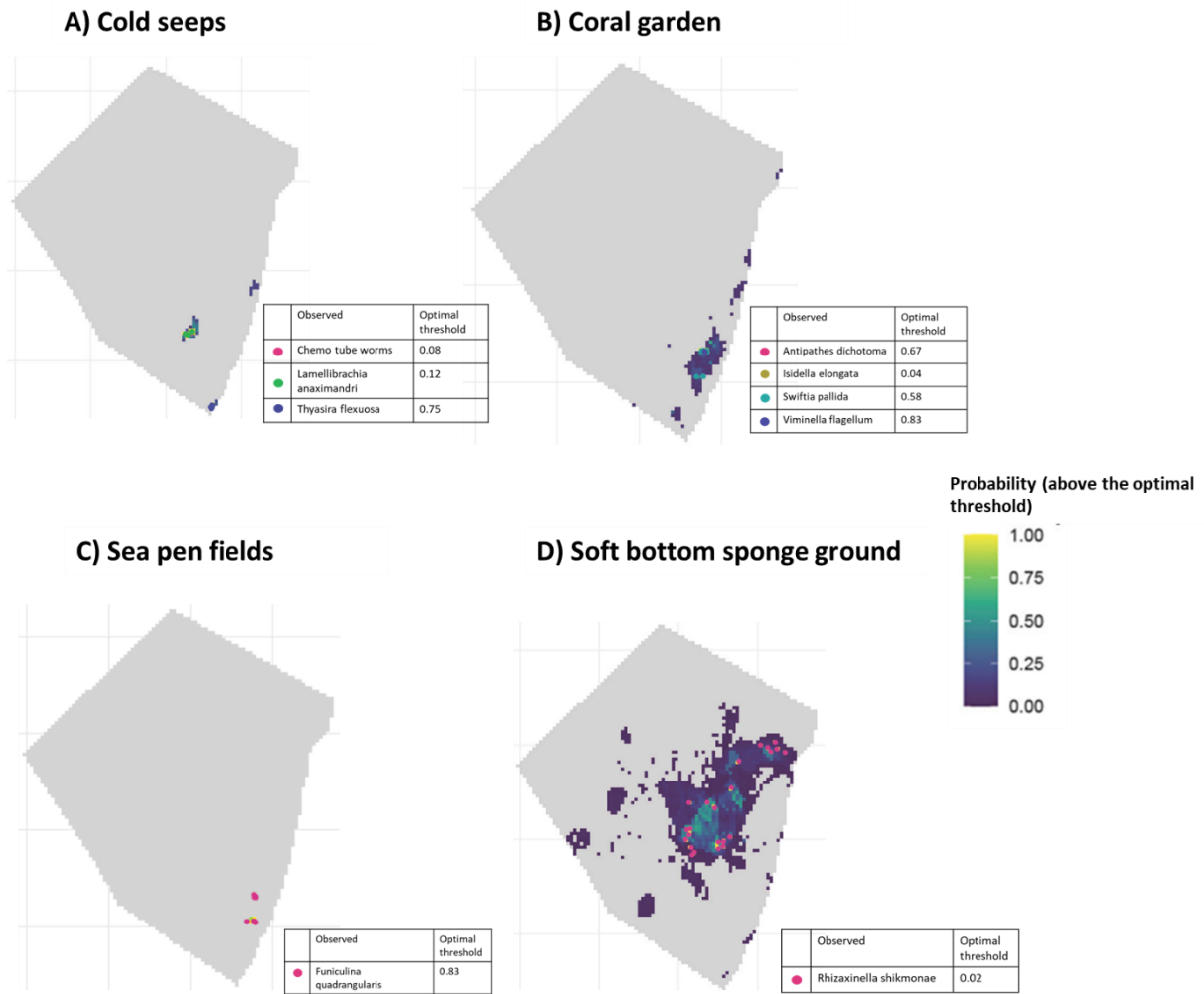
The results of the six different types of SDMs (GLM, GAM, CART, RF, BRT, and MaxEnt) for each indicator species are available in Appendix 2. Models validation using the 30% test set demonstrate that all SDMs performed extremely well for all nine indicator species (all had AUC values >0.8, and most over 0.95). For most taxa, committee average was the best ensemble model (algorithm used for models aggregation, see Table 12), with the exceptions of Chemosynthetic tube worms and *Isidella elongata* (both mean probability), and *Lamelliabrachia anaximandri* and *Rhizaxinella shikmonae* (both median probability). The best ensemble models all had AUC values >0.9, and TSS values >0.8, and most (apart from the model for *Rhizaxinella shikmonae*) explained a large proportion of deviance in the test set (Table 12).

**Table 12.** Summary table of the best performing ensemble model for each taxon. Listed are the algorithm used to construct the ensemble model, the area under the ROC curve (AUC), the sum of sensitivity and specificity (TSS), and the deviance explained ( $D^2$ ).

<u>Taxon</u>	<u>Algorithm</u> ( <u>best</u> <u>ensemble</u> <u>model</u> )	<u>AUC</u>	<u>TSS</u>	<u>D<sup>2</sup></u>	<u>Optimal</u> <u>Threshold</u>	<u>VME</u>
<i>Antipathes dichotoma</i>	Committee Average	1.00	1.00	0.97	0.67	Coral Gardens
Chemosynthetic tube worms	Mean Probability	0.99	0.96	0.84	0.08	Cold Seeps
<i>Funiculina quadrangularis</i>	Committee Average	1.00	1.00	0.97	0.83	Sea Pen Fields
<i>Isidella elongata</i>	Mean Probability	1.00	0.97	0.87	0.04	Coral Gardens
<i>Lamelliabrachia anaximandri</i>	Median Probability	1.00	1.00	0.87	0.12	Cold Seeps
<i>Rhizaxinella shikmonae</i>	Median Probability	0.92	0.86	0.22	0.02	Soft Bottom Sponge Grounds
<i>Swiftia pallida</i>	Committee Average	1.00	0.99	0.88	0.58	Coral Gardens
<i>Thyasira flexuosa</i>	Committee Average	1.00	1.00	0.64	0.75	Cold Seeps
<i>Viminella flagellum</i>	Committee Average	1.00	1.00	0.97	0.83	Coral Gardens

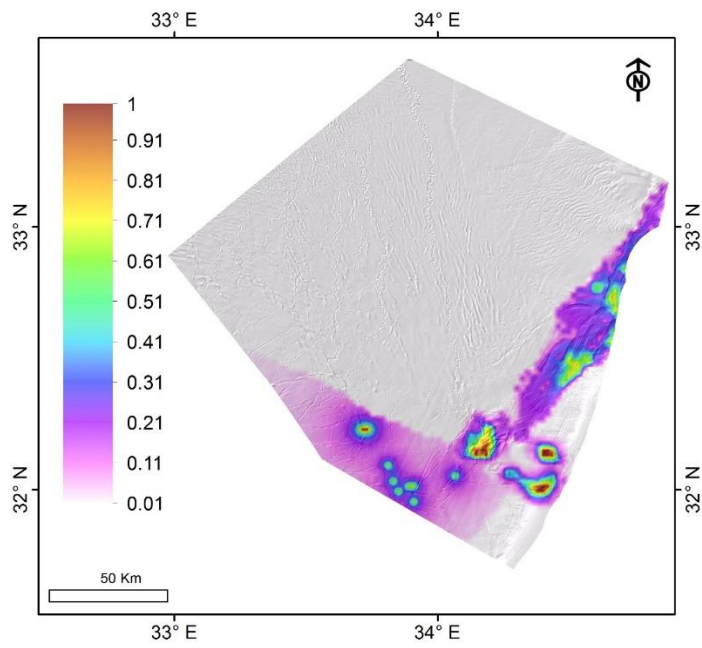
Based on the ensemble models, predicted probabilities for VMEs were generated (Figure 20). Cold Seeps are predicted to occur in widespread areas across the south-east of the EEZ and the base

slope, but with relatively low probability. Similarly, Coral Gardens are predicted to occur throughout the lower slope in the east of the EEZ with relatively low probability. Thus, these two VMEs likely extend beyond the Palmahim disturbance. Conversely, Sea Pen Fields are only predicted to occur in the Palmahim disturbance where direct observations of *Funiculina quadrangularis* have been made. Finally, the Soft Bottom Sponge Ground is predicted to occur over an extensive and geographically contiguous area in the north-east of the EEZ, with the highest predicted probability in the geomorphological domain Deep Plain.



**Figure 20.** Predicted probabilities of four different VMEs. Grey areas are cells below the optimal threshold for all taxon SDMs, and thus the predicted probability for VME occurrence is 0. Colored dots and values of 1 represent direct observations of VME indicator taxa.

Based on observations and geomorphological feature, possible presence of indicator habitats for VMEs (rocks and pockmarks) is distributed along the continental slope base in several centers (Figure 21).



**Figure 21.** Gas seep pockmarks and rocky habitat distribution possibility based on seafloor observations and correlation with geomorphological features.

## Discussion

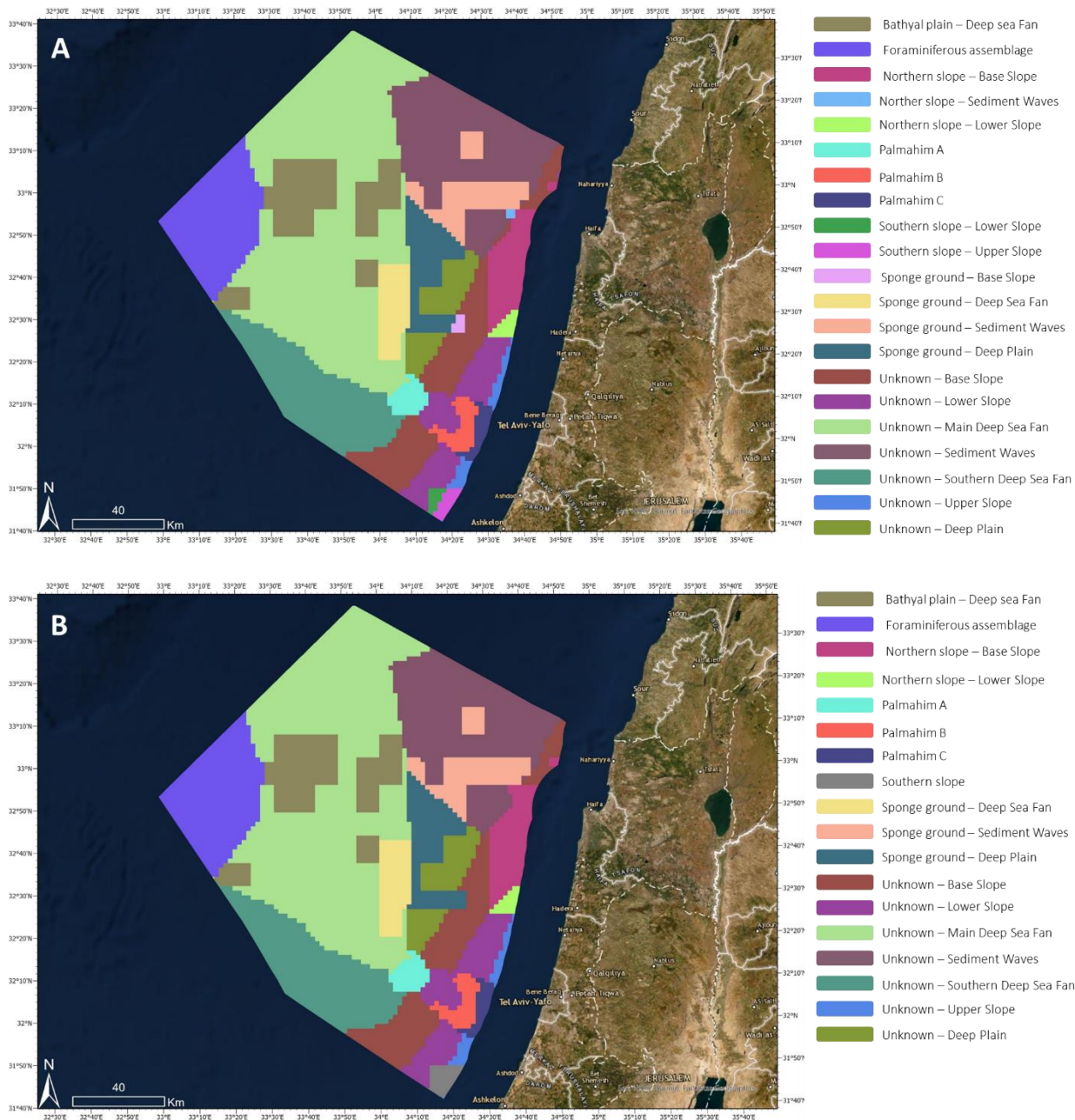
The bioregionalization presented in this report demonstrates the multilevel habitats variability that exists in the area of the Israeli EEZ. It is the first attempt to provide ecological units classification for this area that is based on hierarchical scheme and that can capture environmental data of several scales, from broad biogeography to fine biological diversity contexts. Hierarchical classification clearly demonstrates the complexities of marine ecosystems while providing several scales of which conservation planning can relate to natural regions (Last et al. 2010, Harris 2020). The hierarchical approach that was used in this report, not only presents ecological units distribution, but also captures issues of spatial dynamics and uncertainties that should be considered in spatial prioritization for protection.

Despite previous conceptions regarding low faunal diversity in the EEZ, we used existing data on faunal distribution to demonstrate that variability do exist. Changing the old conception has significant planning implications as the entire basis for ecosystem-based planning and management in the area is changing. Therefore, the results of this work bind the promotion of significant spatial protection in the EEZ, and reconsidering future development there.

Additional efforts to fully characterize faunal and habitats distribution in the EEZ require further field sampling and analyses of existing, yet inaccessible data. Specific attention should be given to areas which were never before properly explored (e.g., the sediment waves domain, the southern deep-sea fan domain etc.). In addition, resources should be directed towards informative monitoring technics, such of microbial communities, which are recommended for identifying spatial biological trends and fundamental ecological processes (e.g., production). The methodology proposed here, allows for additional data to be easily incorporated and accounted for in plan's updates, that are recommended for bioregionalization and VME predictions improvements. We therefore recommend periodic update of the current work every 18-24 months, or less if significant amount of data becomes available. We also recommend that in the first update process, the cluster analysis will include sampling in the territorial waters (below 100 m) to better reflect the variability along the continental slope. Following the recommendation of the scientific committee who reviewed the current work, we also recommend assessing the sensitivity of the current results to various sampling methods and effort by including sampling frequency as weight for each grid-cell in the GDM.

The end products of this report to be used in spatial conservation prioritization, include maps of 21 representative benthic ecological units, and of 4 types of unique benthic habitats. Prior to using these products for prioritization, we suggest merging some representative benthic ecological units. The hierarchical classification scheme yielded 21 representative benthic ecological units, some which are very small. In most of these cases, this is due to biological assemblages that extend a short distance into neighboring geomorphological domain. For these cases, we suggest merging the small units with the rest of the area to form a continuous biological assemblage (Figure 22).





**Figure 22.** A. Representative benthic ecological units as suggested by the hierarchical classification. B. Suggested merging of representative benthic ecological units.



The spatial conservation prioritization requires conservation targets for each conservation feature, namely the representative ecological units and unique habitats. We suggest that conservation targets will be set based on the conservation value (representative / unique habitat), spatial extent, and level of certainty (Levin et al. 2015, Ceccarelli et al. 2021). Therefore, we suggest setting conservation targets while considering several rules of thumb following Ceccarelli et al. (2021) recommendations:

1. The total area for protection should cover at least 30% of the EEZ.
2. **For representative ecological units:**
  - A. At least 20% of each unit should be targeted for protection<sup>14</sup>.
  - B. Conservation target of 100% should be applied to units with a total area of 1% or less of the EEZ.
  - C. Conservation target of 50% should be applied to units with a total area of 5% or less of the EEZ.
  - D. Conservation target of 30% should be applied to units with a total area of less than 10% but over 5% of the EEZ.
3. **For unique habitats:**
  - A. Conservation target of 100% should be applied to areas where unique habitats were observed (certainty = 1). Supporting this target, is the fact that most of the species observed in unique habitat in the EEZ are declared protected natural assets in Israel (e.g., Cnidaria, Porifera).
  - B. Conservation target of 100% should be applied to areas where unique habitats were indicated (by species distribution model) and have a total area of 1% or less of the EEZ.

In addition to the spatial targets, the conservation prioritization is intended to consider additional environmental and ecological variables such as connectivity, envisioned climate change impacts, as well as socioeconomic variables. Specific desirable connectivity is with MPAs in the territorial water that can create continuous protection over the continental slope that is considered highly variable and related to major transport dynamics to the deep sea. We therefore recommend that the prioritization will include scenarios with and without the MPAs in the territorial waters. We also recommend that the prioritization will promote spatial protection of mosaic of ecological units rather than a single MPA per unit to account for the uncertainty of species distribution and their movement in space.

The proposed conservation targets are listed in Table 13, including scientific committee recommendations for adjustments.

**Table 13.** Suggested conservation targets for conservation features in spatial conservation prioritization

Feature type	Conservation feature	Total area/% of EEZ (km <sup>2</sup> /%)	Max. Level of certainty (0-1 scale)*	Conservation target (% of area for protection)**	Remarks

<sup>14</sup> From Ceccarelli et al. (2021): “The best available science informs that at least 20–30% of each marine bioregion should be included in no-take areas, especially if aiming to protect species with lower reproductive output or delayed maturation (e.g., many large offshore and deep-water species), or in areas that host diverse, unassessed, or poorly regulated fisheries, as is common offshore”

Representative benthic ecological units	Bathyal plain – Deep-Sea Fan	1592/7.0	0.6	30%	GDM results suggest that the unit is not significantly different from it surrounding and therefore reduced target of <b>20% is recommended</b>
	Foraminiferous assemblage	1908/8.4	0.2	30%	
	Northern Slope - Base Slope	760/3.3	0.6	50%	
	Northern slope- Lower Slope	100/0.4	0.6	100%	
	Palmahim A	216/0.9	0.72	100%	High certainty and limited distribution
	Palmahim B	248/1.0	0.72	100%	High certainty and limited distribution
	Palmahim C	180/0.7	0.72	100%	High certainty and limited distribution
	Southern Slope	176/0.7	0.56	100%	
	Sponge ground - Deep Sea Fan	536/2.3	0.52	50%	
	Sponge ground - Sediment Waves	784/3.4	0.52	50%	
	Sponge ground- Deep plain	840/3.7	0.52	50%	
	Unknown - Base Slope	1648/7.2	0	30%	
	Unknown - Lower Slope	996/4.3	0	50%	
	Unknown - Main Deep-Sea Fan	6920/30.5	0	20%	
	Unknown - Sediment Waves	2788/12.2	0	20%	
	Unknown - Southern Deep-Sea Fan	2104/9.2	0	30%	No known Biological assemblage in the domain

	Unknown - Upper Slope	228/1.0	0	100%	No known Biological assemblage in the domain after merging southern slope units
	Unknown- Deep plain	656/2.8	0	50%	Although unit is only 2.8% of EEZ, most of its domain is represented in known biological assemblage. Reduced target of <b>30% is recommended</b>
Unique benthic habitats	Soft bottom sponge ground	88/0.38	1	100%	Direct observations
	Soft bottom sponge ground	376/1.6	0.6	60%	Vast area Target match max probability
	Soft bottom sponge ground	2560/11.2	0.3	30%	Vast area Target match max probability. <b>Target can be reduced to 0%</b>
	Coral garden	24/0.1	1	100%	Direct observations
	Coral garden	516/2.2	0.7	70%	Limited area Target match max probability
	Sea pen field	28/0.1	1	100%	Direct observations
	Cold seeps	40/0.2	1	100%	Direct observations
	Cold seeps	388/1.6	0.7	70%	Limited area and relatively low certainty
	VME indicator habitat (rock and pockmarks)	116/0.5	1	100%	
	VME indicator habitat (rock and pockmarks)	356/1.5	0.7	50%	Vast area Target can be reduced for habitat indication compared with

					species indication
	VME indicator habitat (rock and pockmarks)	2260/10	0.4	30%	Vast area Target reduced for habitat indication compared with species indication Min. probability is 0.1
	Levant channel***	740/3.3	1	20%	

\* For representative ecological units the certainty grade of 0-5 was transformed to 0-1 scale while 0 = 0 and 1= 5. For Unique benthic habitats distribution probability was used.

\*\* Considering all conservation targets proposed in Table 13, the total area for protection will be at least 31% of the EEZ.

\*\*\*Unique feature. A conservation target of 20% was suggested by experts in the consultation process

Following peer-review and experts' consultation, the products of this work will be used in spatial prioritization for conservation using the Marxan tool. In addition, the revised products will be used in Ecopath with Ecosim food-web model to examine ecosystem dynamic in relation to conservation and climate change scenarios.

## References

- Allee, R. J., M. Dethier, D. Brown, L. Deegan, R. G. Ford, T. F. Hourigan, J. Maragos, C. Schoch, K. Sealey, and R. Twilley. 2000. Marine and estuarine ecosystem and habitat classification.
- Almogi-Labin, A., and O. Hyams-Kaphzan. 2016. הסמנים לתנאי קרקעית הים העמוק פורמיניפרה בנתונים. מול חופי ישראל. GSI, IOLR,
- Araújo, M. B., and M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution* **22**:42-47.
- Araújo, M. B., R. G. Pearson, W. Thuiller, and M. Erhard. 2005. Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology* **11**:1504-1513.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography* **19**:134-143.
- Baselga, A., and F. Leprieur. 2015. Comparing methods to separate components of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution* **6**:1069-1079.
- Baselga, A., D. Orme, S. Villéger, J. De Bortoli, F. Leprieur, and M. Logez. 2022. betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components. R Package 'betapart'. Version 1.5.6 **1**.
- Ben Rais Lasram, F., F. Guilhaumon, C. Albouy, S. Somot, W. Thuiller, and D. Mouillot. 2010. The Mediterranean Sea as a 'cul-de-sac' for endemic fishes facing climate change. *Global Change Biology* **16**:3233-3245.
- Bianchi, C., and G. Zurlini. 1984. Criteri e prospettive di una classificazione ecotipologica dei sistemi marini costieri italiani. *Acqua aria* **8**:785-796.

- Bianchi, C. N. 2007. Biodiversity issues for the forthcoming tropical Mediterranean Sea. *Hydrobiologia* **580**:7-21.
- Bland, L., D. Keith, R. Miller, N. Murray, and J. Rodríguez. 2017. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, version 1.1. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Castro-Insua, A., C. Gómez-Rodríguez, and A. Baselga. 2018. Dissimilarity measures affected by richness differences yield biased delimitations of biogeographic realms. *Nature communications* **9**:5084.
- Ceccarelli, D. M., K. Davey, G. P. Jones, P. T. Harris, S. V. Matoto, J. Raubani, and L. Fernandes. 2021. How to Meet New Global Targets in the Offshore Realms: Biophysical Guidelines for Offshore Networks of No-Take Marine Protected Areas. *Frontiers in Marine Science* **8**.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology* **18**:117-143.
- Connor, D., N. Golding, P. Robinson, D. Todd, and E. Verling. 2006. UKSeaMap: The mapping of marine seabed and water column features of UK seas. Final report. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
- Cordes, E. E., D. O. B. Jones, T. A. Schlacher, D. J. Amon, A. F. Bernardino, S. Brooke, R. Carney, D. M. DeLeo, K. M. Dunlop, E. G. Escobar-Briones, A. R. Gates, L. Génio, J. Gobin, L.-A. Henry, S. Herrera, S. Hoyt, M. Joye, S. Kark, N. C. Mestre, A. Metaxas, S. Pfeifer, K. Sink, A. K. Sweetman, and U. Witte. 2016. Environmental Impacts of the Deep-Water Oil and Gas Industry: A Review to Guide Management Strategies. *Frontiers in Environmental Science* **4**.
- Davies, C., and D. Moss. 1998. European Union Nature Information System (EUNIS) Habitat Classification. Report to European Topic Centre on Nature Conservation from the Institute of Terrestrial Ecology, Monks Wood, Cambridgeshire.[Final draft with further revisions to marine habitats.], Brussels: European Environment Agency.
- Davies, C. E., D. Moss, and M. O. Hill. 2004. EUNIS habitat classification revised 2004. Report to: European environment agency-European topic centre on nature protection and biodiversity:127-143.
- Dunstan, P. K., D. Hayes, S. Woolley, V. Allain, D. Leduc, A. Flynn, A. A. Rowden, and F. Stephanson. 2020. Bioregions of the South West Pacific Ocean. CSIRO, CSIRO, Australia.
- Elith, J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudík, Y. E. Chee, and C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and distributions* **17**:43-57.
- Elyashiv, H., and O. Krüvi. 2016. מאפייני התפלגות גודל הגרר בסדימנט. Geological Survey of Israel, IOLR,.
- Fitzpatrick, M., K. Mokany, G. Manion, D. Nieto-Lugilde, S. Ferrier, and G. Started. 2022. gdm: Generalized Dissimilarity Modeling. R package version 1.5.
- Franklin, J. 2010. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press.
- Gadol, O., G. Tibor, U. ten Brink, J. K. Hall, G. Groves-Gidney, G. Bar-Am, C. Hübscher, and Y. Makovsky. 2020. Semi-automated bathymetric spectral decomposition delineates the impact of mass wasting on the morphological evolution of the continental slope, offshore Israel. *Basin Research* **32**:1156-1183.
- Gamliel, I., Y. Buba, T. Guy-Haim, T. Garval, D. Willette, G. Rilov, and J. Belmaker. 2020. Incorporating physiology into species distribution models moderates the projected impact of warming on selected Mediterranean marine species. *Ecography* **43**:1090-1106.
- Greene, H. G., M. M. Yoklavich, R. M. Starr, V. M. O'Connell, W. W. Wakefield, D. E. Sullivan, J. E. McRea Jr, and G. M. Cailliet. 1999. A classification scheme for deep seafloor habitats. *Oceanologica acta* **22**:663-678.
- Greenwell, B., B. Boehmke, J. Cunningham, and G. Developers. 2020. gbm: Generalized Boosted Regression Models. R package version 2.1.8.

- Grorud-Colvert, K., J. Sullivan-Stack, C. Roberts, V. Constant, B. Horta e Costa, E. P. Pike, N. Kingston, D. Laffoley, E. Sala, and J. Claudet. 2021. The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science* **373**:eabf0861.
- Guisan, A., W. Thuiller, and N. E. Zimmermann. 2017. *Habitat suitability and distribution models: with applications in R*. Cambridge University Press.
- Guy-Haim, T., N. Stern, and G. Sisma-Ventura. 2022. Trophic ecology of deep-sea megafauna in the ultra-oligotrophic Southeastern Mediterranean Sea. *bioRxiv*.
- Gvirtzman, Z., M. Reshef, O. Buch-Leviatan, G. Groves-Gidney, Z. Karcz, Y. Makovsky, and Z. Ben-Avraham. 2015. Bathymetry of the Levant basin: interaction of salt-tectonics and surficial mass movements. *Marine Geology* **360**:25-39.
- Harris, P. T. 2007. Applications of geophysical information to the design of a representative system of marine protected areas in southeastern Australia. Pages 463-482 *Mapping the Seafloor for Habitat Characterization*. Geological Association of Canada St. John's, NL.
- Harris, P. T. 2020. Biogeography, benthic ecology and habitat classification schemes. Pages 63-96 *Seafloor geomorphology as benthic habitat*. Elsevier.
- Harris, P. T., and E. K. Baker. 2011. *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat: GeoHab Atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats*. Elsevier.
- Hastie, T. 2022. *gam: Generalized Additive Models*. R package version 1.20.1.
- Hastie, T., R. Tibshirani, J. H. Friedman, and J. H. Friedman. 2009. *The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction*. Springer.
- Hijmans, R. J., S. J. Phillips, J. Leathwick, and J. Elith. 2021. *dismo: Species Distribution Modeling*. R package version 1.3-5.
- Howell, K. L. 2010. A benthic classification system to aid in the implementation of marine protected area networks in the deep/high seas of the NE Atlantic. *Biological Conservation* **143**:1041-1056.
- Howell, K. L., J. S. Davies, and B. E. Narayanaswamy. 2010. Identifying deep-sea megafaunal epibenthic assemblages for use in habitat mapping and marine protected area network design. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **90**:33-68.
- Hyams-Kaphzan, O., H. Lubinevsky, O. Crouvi, Y. Harlavan, B. Herut, M. Kanari, M. Tom, and A. Almogi-Labin. 2018. Live and dead deep-sea benthic foraminiferal macrofauna of the Levantine basin (SE Mediterranean) and their ecological characteristics. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* **136**:72-83.
- Incarbona, A., B. Martrat, P. G. Mortyn, M. Sprovieri, P. Ziveri, A. Gogou, G. Jordà, E. Xoplaki, J. Luterbacher, and L. Langone. 2016. Mediterranean circulation perturbations over the last five centuries: Relevance to past Eastern Mediterranean Transient-type events. *Scientific reports* **6**:1-10.
- IOLR. 2016. מאפיינים פסיקליים של עמודת המים. IOLR.
- IUCN. 2019. Thematic Report – Conservation Overview of Mediterranean Deep-Sea Biodiversity: A Strategic Assessment. IUCN Gland, Switzerland and Malaga, Spain.
- Kanari, M., G. Tibor, J. Hall, T. Ketter, G. Lang, and U. Schattner. 2020. Sediment transport mechanisms revealed by quantitative analyses of seafloor morphology. New evidence from multibeam bathymetry of the Israel Exclusive Economic Zone. *Journal of Marine and Petroleum Geology*.
- Katz, T., Y. Weinstein, R. Alkalay, E. Biton, Y. Toledo, A. Lazar, O. Zlatkin, R. Soffer, E. Rahav, and G. Sisma-Ventura. 2020. The first deep-sea mooring station in the eastern Levantine basin (DeepLev), outline and insights into regional sedimentological processes. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography* **171**:104663.
- Kreft, H., and W. Jetz. 2010. A framework for delineating biogeographical regions based on species distributions. *Journal of Biogeography* **37**:2029-2053.

- Last, P. R., V. D. Lyne, A. Williams, C. R. Davies, A. J. Butler, and G. K. Yearsley. 2010. A hierarchical framework for classifying seabed biodiversity with application to planning and managing Australia's marine biological resources. *Biological Conservation* **143**:1675-1686.
- Levin, N., T. Mazor, E. Brokovich, P.-E. Jablon, and S. Kark. 2015. Sensitivity analysis of conservation targets in systematic conservation planning. *Ecological Applications* **25**:1997-2010.
- Liaw, A., and M. Wiener. 2002. Classification and regression by randomForest. *R news* **2**:18-22.
- Madden, C. J., and D. H. Grossman. 2004. A framework for a coastal/marine ecological classification standard. NatureServe, Arlington, VA. Prepared for the National Oceanic and Atmospheric Administration, Under Contract EA-133C-03-SE-0275.
- Magneville, C., N. Loiseau, C. Albouy, N. Casajus, T. Claverie, A. Escalas, F. Leprieur, E. Maire, D. Mouillot, and S. Villéger. 2021. mFD: a computation of functional spaces and functional indices. R package version 1.0. 0.
- Makovsky, Y., O. Bialik, A. Neuman, and M. Rubin-Blum. 2020. Rare habitats at the seafloor of Palmahim disturbance – Mapping and characterization for the purpose of conservation. University of Haifa, IOLR,.
- Marbà, N., G. Jordà, S. Agusti, C. Girard, and C. M. Duarte. 2015. Footprints of climate change on Mediterranean Sea biota. *Frontiers in Marine Science* **2**:56.
- Marras, S., A. Cucco, F. Antognarelli, E. Azzurro, M. Milazzo, M. Bariche, M. Butenschön, S. Kay, M. Di Bitetto, and G. Quattrocchi. 2015. Predicting future thermal habitat suitability of competing native and invasive fish species: from metabolic scope to oceanographic modelling. *Conservation physiology* **3**:cou059.
- Mouillot, D., S. Villéger, V. Parravicini, M. Kulbicki, J. E. Arias-González, M. Bender, P. Chabanet, S. R. Floeter, A. Friedlander, and L. Vigliola. 2014. Functional over-redundancy and high functional vulnerability in global fish faunas on tropical reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **111**:13757-13762.
- Nykjaer, L. 2009. Mediterranean Sea surface warming 1985–2006. *Climate Research* **39**:11-17.
- Ozer, T., I. Gertman, N. Kress, J. Silverman, and B. Herut. 2017. Interannual thermohaline (1979–2014) and nutrient (2002–2014) dynamics in the Levantine surface and intermediate water masses, SE Mediterranean Sea. *Global and Planetary Change* **151**:60-67.
- Phillips, S. J. 2021. maxnet: Fitting 'Maxent' Species Distribution Models with 'glmnet'. R package version 0.1.4.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson, and R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological modelling* **190**:231-259.
- Poiani, K. A., B. D. Richter, M. G. Anderson, and H. E. Richter. 2000. Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites, landscapes, and networks. *BioScience* **50**:133-146.
- Rengstorf, A. M., A. Grehan, C. Yesson, and C. Brown. 2012. Towards high-resolution habitat suitability modeling of vulnerable marine ecosystems in the deep-sea: resolving terrain attribute dependencies. *Marine Geodesy* **35**:343-361.
- Rilov, G. 2016. Multi-species collapses at the warm edge of a warming sea. *Scientific reports* **6**:1-14.
- Rilov, G., and B. Galil. 2009. Marine bioinvasions in the Mediterranean Sea—history, distribution and ecology. Pages 549-575 *Biological invasions in marine ecosystems*. Springer.
- Rivetti, I., S. Fraschetti, P. Lionello, E. Zambianchi, and F. Boero. 2014. Global warming and mass mortalities of benthic invertebrates in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE* **9**:e115655.
- Roff, J. C., and M. E. Taylor. 2000. National frameworks for marine conservation—a hierarchical geophysical approach. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **10**:209-223.
- Roff, J. C., M. E. Taylor, and J. Laughren. 2003. Geophysical approaches to the classification, delineation and monitoring of marine habitats and their communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **13**:77-90.

- Rubin-Blum, M., G. Sisma-Ventura, Y. Yudkovski, N. Belkin, M. Kanari, B. Herut, and E. Rahav. 2022. Diversity, activity, and abundance of benthic microbes in the Southeastern Mediterranean Sea. *FEMS Microbiology Ecology* **98**.
- Shapiro Goldberg, D., I. Van Rijn, M. Kiflawi, and J. Belmaker. 2019. Decreases in length at maturation of Mediterranean fishes associated with higher sea temperatures. *ICES Journal of Marine Science* **76**:946-959.
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* **163**:688-688.
- Simpson, G. G. 1960. Notes on the measurement of faunal resemblance. *American Journal of Science* **258**:300-311.
- Somot, S., F. Sevault, M. Déqué, and M. Crépon. 2008. 21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere–ocean regional climate model. *Global and Planetary Change* **63**:112-126.
- Spanier, E., and B. S. Galil. 1991. Lessepsian migration: a continuous biogeographical process. *Endeavour* **15**:102-106.
- Therneau, T., and B. Atkinson. 2022. rpart: Recursive Partitioning and Regression Trees. R package version 4.1.16.
- van Rijn, I., Y. Buba, J. DeLong, M. Kiflawi, and J. Belmaker. 2017. Large but uneven reduction in fish size across species in relation to changing sea temperatures. *Global Change Biology* **23**:3667-3674.
- Williams, A., N. J. Bax, R. J. Kloser, F. Althaus, B. Barker, and G. Keith. 2009. Australia’s deep-water reserve network: implications of false homogeneity for classifying abiotic surrogates of biodiversity. *ICES Journal of Marine Science* **66**:214-224.
- Yeruham, E., M. Shpigel, A. Abelson, and G. Rilov. 2020. Ocean warming and tropical invaders erode the performance of a key herbivore. *Ecology* **101**:e02925.
- Zurell, D. 2020. mecofun: useful functions for macroecology and species distribution modelling version 0.0.0.9.

## Annexes

### Annex 1

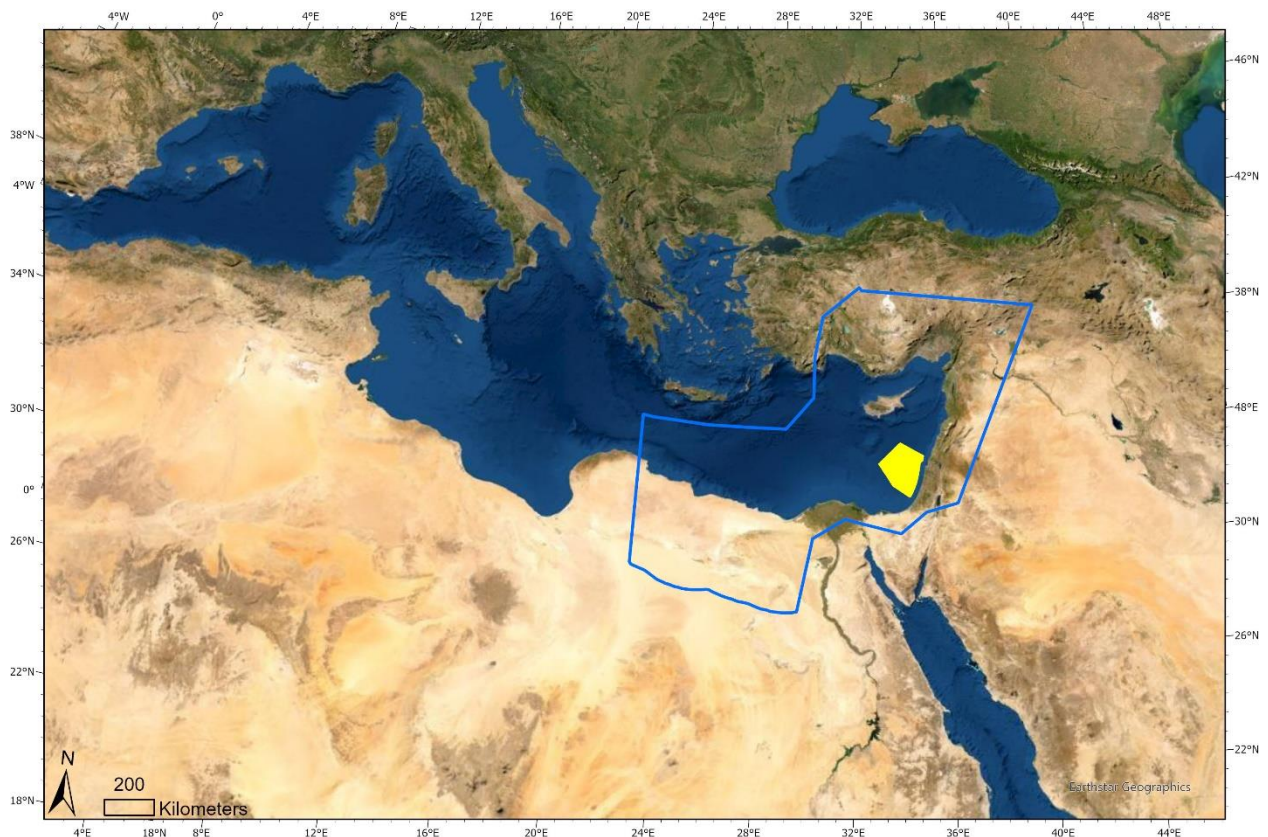
This Annex provides detailed description of hierarchical levels used in representative benthic ecological units classification

#### Province

The Levantine basin is the eastern-most part of the Mediterranean Sea and covers about 320000 km<sup>2</sup>. The basin is oligotrophic and generally warmer and saltier than the western Mediterranean. The area is strongly affected by climate change. The average sea surface temperature in the Levant region has increased by about 1.1 degrees in the past century, and it is predicted to increase by a further 2.3–2.9°C by the end of this century (Somot et al. 2008, Nykjaer 2009, Rilov 2016, Ozer et al.



2017). The marine biota in the Mediterranean Sea is reacting to this by changes in life cycles, demography and distribution (Ben Rais Lasram et al. 2010, Rivetti et al. 2014, Marbà et al. 2015, Rilov 2016, van Rijn et al. 2017, Shapiro Goldberg et al. 2019, Yeruham et al. 2020). In addition to its response to elevated water temperatures, the Levant biota is rapidly changing due to the influx of hundreds of invasive species from the Red Sea through the Suez Canal (Bianchi 2007, Rilov and Galil 2009, Marras et al. 2015). The opening of the Suez Canal initiated an event of joining of two biogeographical provinces. For over 120 years, Red Sea species, migrating through the canal, have been colonizing the Mediterranean (Spanier and Galil 1991). Until now, more than 650 alien species were recorded, about 30% most are mollusks, crustaceans, fish and macrophytes. It has been postulated that these mostly thermophilic invaders may be able to better resist the rising temperatures and hence be less affected, or even facilitated, by warming waters (Gamliel et al. 2020).

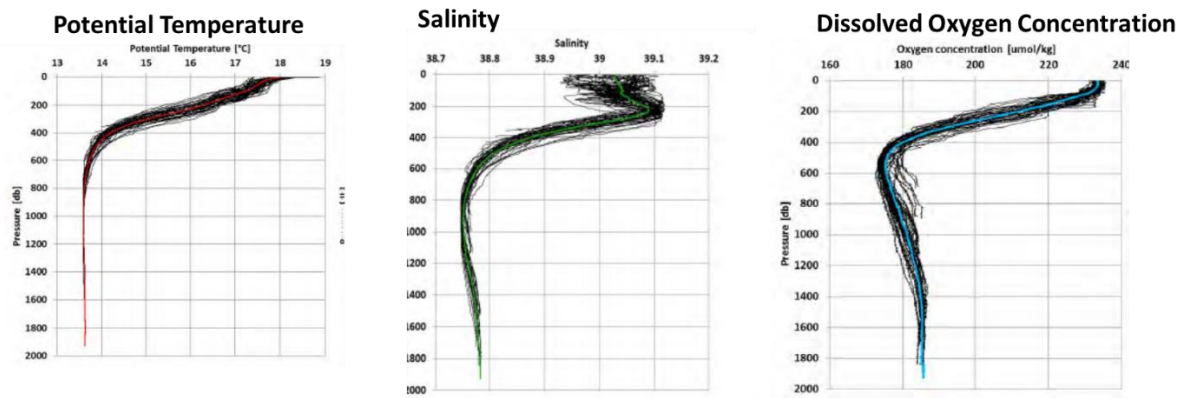


**Figure A1.** The Levantine basin of the Mediterranean Sea (blue line) and Israeli EEZ (yellow polygon). The Levantine basin is the province of the EEZ based on common biogeographic definition.

### **Bathomes**

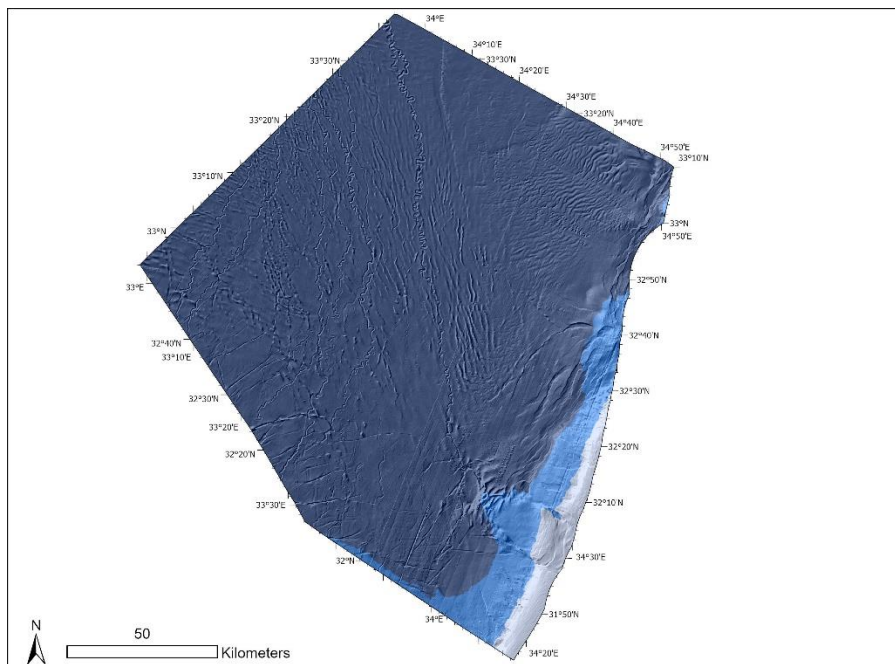
It is widely accepted that the deep-sea fauna undergo a non-repeating sequential change with depth and that most species have predictable and restricted depth ranges (Howell 2010). However, it is not the depth per-se that influences biological communities, but rather the abiotic parameters that change along depths gradients. These are more easily measured and widely accepted surrogate for the combined influence of these environmental parameters on benthic biological communities (Howell 2010).

This pattern is reflected in the results and conclusions of recent studies on water masses and transport dynamic along the Israeli coast (Katz et al. 2020, Guy-Haim et al. 2022).



**Figure A2.** Vertical transects of temperature, salinity and dissolved oxygen in the Israeli EEZ (IOLR 2016). Below 600 m depth, changes in these parameters are minor compared with shallower depth.

Therefore, we adopted the bathymetric depth ranges that are commonly used for the Israeli EEZ of -200 m – (-)1000 m and below -1000 m, and added a subdivision of the slope in -600 m to reflect the water masses classification of IOLR (2016).



**Figure A3.** Bathomes in the EEZ. Upper slope: -200 m – (-)600 m (gray), Lower slope: -600 m – (-)1000 m (light blue), and Deep bathyal plateau: <-1000 m (dark blue).

### **Geomorphology**

Integrating geomorphology is at the base of the ecotipological approach for the classification of benthic marine ecosystems (Bianchi and Zurlini 1984). The use of seabed features and geomorphology in classifying and mapping the marine environment is widespread (Greene et al. 1999, Allee et al. 2000, Connor et al. 2006, Harris 2007) and geomorphic features are widely considered as individual habitats or habitats type (Ceccarelli et al. 2021). As highlighted by Williams et al. (2009), these features are biologically meaningful in terms of MPA network design and has been largely driven by the political imperative to develop MPA networks over relatively short timescales and for vast areas of the deep-sea.

Based on our accumulating observations and experience, and in line with accepted global practices (e.g., Harris and Baker 2011), we assume that the deep-sea habitats in the Israeli EEZ are controlled, at least to a great degree, by the seafloor geomorphology. Here 'geomorphology' is taken at its broad context as the accumulation of geological, geochemical, morphological and oceanographic factors that shape the seafloor environment. Several major factors affecting the Israeli EEZ include:

1. The Israeli EEZ seafloor forms the eastern part of the outlet cone, and litoral cell, of the Nile river, being the major source in the region. The variability of the seafloor domains in the region is primarily controlled by the by-pass transport of sediments and nutrients from and along the continental margin vs. their direct transport from the Nile outlet. In this context we include the activity of current regimes at different time scales, and down-slope gravity flows, producing a variety of seafloor morphologies and compositional variability.
2. Deformation associated with movement of the Messinian salt layer and overlaying sediments, producing pronounced morphological features and focusing sub-seafloor and oceanographic flows.
3. Current and past seepage of natural gasses, primarily methane, in the sub-surface and through the seafloor, and formation of associated pockmarks, bioturbation and carbonate rocks at the seafloor; as well as their potential contribution to the marine environment at large. In this context we believe that the natural gas hydrates stability, estimated to intersect the seafloor of the Israeli EEZ at the water depth of ~1200-1300 m, affects the deeper regions of the basin.

The studies of Gvirtzman et al. (2015) and Kanari et al. (2020) are describing the geomorphology along the Israeli Mediterranean coast (Figure 6). In this project, we adopted the geomorphic features classification described in these studies, in addition to the Hydrate stability boundary to define geomorphic domains in the EEZ:

**Open slope/ canyons-** The Israeli EEZ stretches across the southeastern Mediterranean continental shelf (average slope ~1-2 degrees) and slope (average slope of ~6 degrees) and into the southeastern part of the Levant basin (average slope ~1-2 degrees). The general shape of the continental slope changes from south to north from being *generally simple and relatively smooth and rounded* (=Open) south of Hadera, to *steep and cut by sharp canyons* to the north of Dor. The latter domain is in territorial waters, so in this project we did not define it as a separate geomorphological domain.

**Submarine mass transport-** is a general name given to features that are associated with displacement of sediments. This includes slides, **slumps** (sort of avalanches of sediments), debris flows, etc. In the context of the Israeli offshore geomorphology related to this project they are taken together to include a range of instantaneous failure and collapse features, leaving sharp scars on the open slope and fans of sediment debris lobes below; or mobilization features, like Palmahim Disturbance. Strictly speaking also the canyons and channels are mass transport features, but we discuss them separately. These features are scattered along the continental slope, as discussed in Katz et al. (2020) and Gadol et al. (2020).

**Folds-** Much of the seafloor of the Israeli EEZ overlies a layer of salt (the Messinian salt). The salt is plastic, like slowly moving honey, and it moves with the overlaying sediments northwards away from the loads of sediments accumulation in the Nile delta from one side, and westwards away from the

accumulating continental margin of Israel. This movement is semi continuous for at least the last 2 millions of years. As the sediments layer is moving with the salt it deforms, slightly folding to form fold ridges perpendicular to the direction of motion (like curtains when you push them aside).

**Faults-** In addition, the sediment layer tears and breaks along fault lines, forming steps, scars and slits of various sizes at the seafloor.

**Sediment waves-** are dune-like ridges that are formed by strong currents above the seafloor. At a first glance the bathymetric expressions of folds and sediment waves seem very similar, and sometimes people argue what these ridges are. The distinction is significant, as folds represent internal deformation of the sediments while sediment waves indicate the presence of strong seafloor currents (now or in the recent geological past)

**Deep-Water Channel- levee systems-** In the basin seafloor we find meandering channels (also called “**turbidity channels**”), sort of river like features (similar to the Jordan river south of the Kinneret, just much bigger), that are hundreds of meters wide and up to ~40 m deep. These channels run from the foots of the Nile Delta, hundreds of kilometers northwards to the Cypriot deeps. They are formed by fast and slick mud flows, gathering energy as they run down the slope. We do not know if any of these channels are active nowadays, and they are braded with older, now abandoned and buried, **paleo-channels**. The eastern-most of these channels was named by Gvirtzman et al. (2015) Levant Channel. At least this channel has probably not conducted such mud flows for thousands of years. The banks (levees) of these channels are elevated, due to over-spill of mud running inside the channels. In some places the mud escaped from the channels, flooding the near-by plains and leaving their thin layers of sediments (flood-plain or overbank deposits). Sometimes such channels form little deltas, or fan lobes. Together, this set of features (and additional related features) are named deep-water channel-levee systems. The Levant channel is conceptually not different from the other channels, it is just the closest to our shoreline and Gvirtzman decided to name it.

In addition to the above, we used **Hydrate stability boundary** to define the geomorphic domains- Natural hydrates are ices forming within the seafloor or sub-seafloor sediment at ambient temperature (possibly much above zero Celsius) when pressure is high enough. Their formation is associated with the presence of gas components, most commonly methane. Their formation locks the methane into the ice and stabilizes the seafloor/soil, while their melting allows the release of methane and destabilizes (as is currently happening in permafrost regions). Our modeling indicated that at present conditions the hydrate stability is reached in the Levant as a water depth of ~1250 m. Allowing slight variability of these conditions we say that hydrate stability is reached here between 1200-1300 m water depth. Thus hydrates may be present at or below the seafloor at greater water depths.

### **Biotopes**

The use of substrate in habitat classification systems is universal and its validity as a fine scale surrogate for deep-sea faunal variation is well established (Howell 2010). There are well recognized and accepted definitions of substratum type, however, the categories often require simplifying into easily interpretable units that remain at least broadly biologically meaningful (Harris 2020). Common substrate types that are used in classification systems are: rock, sand, muddy sand, and mud (e.g., Davies and Moss 1998, Davies et al. 2004, Last et al. 2010).

Sediments grain size in the Israeli EEZ are detailed in Elyashiv and Cruvi Elyashiv and Kruvi (2016) GSI and IOLR report. This report was based on a single expedition in 2013 where 104 sediment samples were taken from 52 stations in the Israeli EEZ. It was found that most (45-85%) of the

grains in the sediment are clay (size-based classification), 25-55% is silt and the sand fraction is not more than 12%. Grain size generally decreases with depth and distance from the coastline (clay increases and silt decreases). This corresponds with the primary siliciclastic (grains with a prominent silicate composition) character of the sediments, with their primary source being the Nile River outpour. From there the sediments are supplied directly into the deep-sea fan, constituting the major part of the deep basin in the area, and through a by-pass flow along and off of the continental margin of Israel. Altogether, the plan area is characterized with a low diversity of sediments, resulting from the long supply distance of the siliciclastic sediments. Moreover, the carbonate detritus in the sediment weaken the correlation of grain size with the depth and distance from the coast, as this detritus come mostly from pelagic and benthic biogenic origin. However, notable in this respect is the significant contribution of carbonate to the sand fraction, and particularly in the deeper parts of the basin, indicating the biogenic source of most of the sand-size grains.

The preliminary mapping of the sediments composition carried by (Elyashiv and Krubi 2016) used depth weighted interpolation (DWI), which tend to highlight the effects of outlier observations over spatial trends. To extract the spatial trends of the data, attenuating outliers, we re-modelled the sediments distribution in the EEZ with a process constrained regression approach (see methods).

Regression equations used in sediment distribution modelling

*Water depth > 600m*

$$d_{10} = -0.66213 * (\log(\text{water depth})) + 3.454657$$

$$d_{50} = 0.137206 * (\text{SILT}) + 1.05266$$

$$d_{90} = 4.972349557 * (\text{SAND}) + 18.74643526$$

$$\text{CLAY} = 100 - \text{SILT} - \text{Sand}$$

$$\text{SILT} = -16.1917 * (\log(\text{water depth})) - 1.7805 * (\text{Longitude [DD]}) + 142.3108$$

$$\text{SAND} = 10^{(1.9471 * (\log(\text{water depth}))^2 - 9.7842 * (\log(\text{water depth})) + 11.816)}$$

$$\text{TOC} = -1.31793 * (\log(\text{water depth})) + 4.96597$$

*Water depth < 600m*

$$d_{10} = 0.001114 * \text{water depth} + 2.142989$$

$$d_{50} = 464.2 * (\log(\text{water depth}))^{-5.051}$$

$$d_{90} = 524.97 * (\log(\text{water depth}))^{-2.948}$$

$$\text{CLAY} = 34.25145 * (\log(\text{water depth})) - 45.8858$$

$$\text{SILT} = 57.51493 * (\log(\text{water depth})) - 56.0912$$

$$\text{SAND} = 1663.9 * (\log(\text{water depth}))^{-7.788}$$

$$\text{TOC} = 0.804675 * (\log(\text{water depth})) - 0.84855$$

### **Biological assemblages**

Biological facies are the fundamental units for the management of biodiversity, being firmly nested within all levels above and acting as surrogates for all levels below. Facies are characterized by groups or particular species of macro-biotic groups, yet, mobile taxa such as fish are likely to be less informative discriminators of facies than sessile animals (Last et al. 2010).

Micro-communities are defined as small-scale assemblages of often highly specialized species that depend on other member species or groups of species within a 'host' facies. In general, adequate protection of facies-level units will ensure conservation of their associated micro-communities. Typical micro-communities include infauna of muddy sediments, and epifauna in chemosynthetic assemblages (Last et al. 2010). We relate to biological facies and micro-communities as biological assemblages.

The dataset (see Table 1) – after pruning vertebrates, pelagic taxa, samples in unusable taxonomic scale or likely erroneous samples – consisted of:

332 taxa (110 benthic, 6 benthopelagic, 167 infauna, 49 no habitat type data available).

4009 observations (1439 benthic, 31 benthopelagic, 2022 infauna, 517 no habitat type data available).

Preliminary analyses using the same methodology were performed on taxa separated by habitat type – however, the results of the classification were strongly congruent between different datasets, and so the report includes only analyses performed on the full dataset, as it has the highest sample size and provides the best predictive capability.

Here are further explanations on the selected methods and functions that were used:

- Data were projected onto a grid consisting of 0.1\*0.1 decimal degree cells – Cell size was chosen to give a wider spatial coverage (since sampling was sporadic with multiple unsampled areas) without losing too much spatial resolution in sampling, while assuming that the cell size is small enough to likely capture contiguous assemblages.
- Sampling data in the EEZ vary in sampling effort, methods, periods, and taxonomic analyses. Therefore, samples are likely to vary in overall alpha diversity. Therefore, the clustering methodology followed (Castro-Insua et al. 2018) - Dissimilarity between cells was calculated using the Simpson dissimilarity index (Simpson 1960), which was deemed the most fitting for this dataset as it is independent of differences in alpha diversity (species richness) between cells (Kreft and Jetz 2010, Baselga and Leprieur 2015). The Simpson dissimilarity index is more appropriate than indices which also reflect differences in species richness (e.g. Jaccard dissimilarity) or abundance (e.g. Bray-Curtis dissimilarity).
- Hierarchical clustering was performed on the dissimilarity matrix using the Ward clustering to minimize dissimilarities within clusters and maximize dissimilarities between clusters, and thus generated a dendrogram representing similarity between cells and groups of cells.
- To compare patterns of diversity between cells and clusters, Alpha diversity for each cell and cluster was calculated with the Simpson index (Simpson 1949) using the *diversity* function in the 'vegan' package. Beta diversity was then calculated between clusters using Sorensen dissimilarity, partitioned into turnover and nestedness components, with the *beta.pair* function. Then, functional diversity for each cluster was calculated using the 'mFD' package v1.0.0 (Magneville et al. 2021)
- A GDM was constructed using the *gdm* function in the 'gdm' package v1.5.0-3 (Fitzpatrick et al. 2022). Biological distances between faunal communities were measured using Simpson dissimilarity, see above)

- To build the GDM model, abiotic parameters measured in the 50 m above seafloor were considered (see Table 2) and the following bathymetric features were considered (all calculated on a 2km grid from raw 25m resolution bathymetry data, to match the final cell size used for delimiting ecological units for the MARXAN model):
  1. Mean aspect
  2. Mean bpi (250 m window)
  3. Mean bpi (75 m window)
  4. Mean depth
  5. Maximum slope

Additionally, Euclidean distances at a 2km resolution were calculated from the nearest following Kanari et al. (2020) bathymetric features:

6. Faults
7. Folds
8. Slumps
9. Turbidity channels
10. Overbank deposits
11. Paleo channels
12. Fan lobes

Features 8 through 12 being components of the Nile fan deep-water channel-lobe systems.

And finally, the concentration of the following sediment elements was calculated:

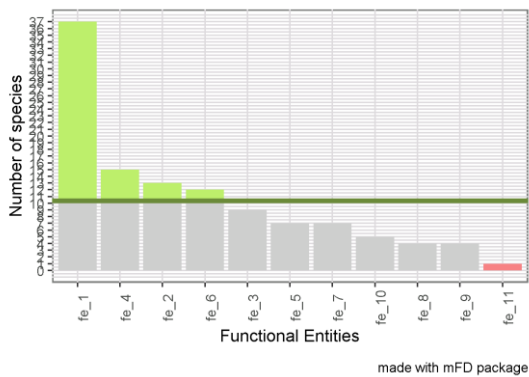
13. Sand
14. Silt
15. Clay
16. Organic matter (d50)
  - In the GDM the response values were Simpson dissimilarity measures between cells at a 2 km resolution – the calculation of assemblages per cell was similar to that described above for the 0.1 degree cells, but a 2 km resolution was chosen for GDM analyses to better capture variation in the environmental predictors.
  - Uncertainty around the I-splines depicting the functional responses of compositional dissimilarity to each environmental predictor was plotted using the *plotUncertainty* function from the ‘gdm’ package,
  - Spatial predictions for compositional dissimilarity were then generated for each environmental predictor based on the final GDM model, and the predictions were projected onto three-dimensional ordinated space using a PCA. The PC values were then scaled to RGB color channels to generate a map where dissimilarity in colors represents predicted biological dissimilarity.
  - The additional SIMPER (similarity percentage; (Clarke 1993) for the final biological assemblage polygons, were run using the *simper* function in the ‘vegan’ package. SIMPER performs decomposition of Bray-Curtis dissimilarity to calculate the contribution of each taxon in a community matrix to dissimilarity – since abundance data are needed for this analysis, pseudo-abundance was calculated for each biological assemblage as the sum of unique observations per taxon – this reflects taxa that are especially common since they were observed multiple times in independent samples. Taxa that contribute at least to 70% of the difference between each pair of biological assemblages were identified as the most important to differentiation between assemblages.



- For each biological assemblage, the following description is included:
  - ❖ wide-spread taxa - found in >50% cells comprising the assemblage
  - ❖ unique taxa - only found in that assemblage
  - ❖ potential indicative taxa - both wide-spread and unique
  - ❖ represented functional entities
  - ❖ over-represented functional entities - high functional over-redundancy

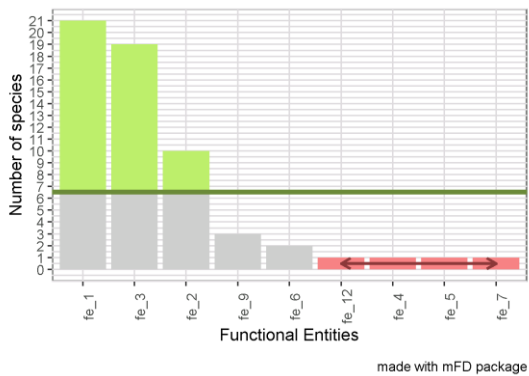
The following are further graphical results for biological assemblage characterization:

FD based on FE for Cell Northern Slope :  
 FRed=10.364 FORed=0.312 FVuln=0.091



**Figure A4.** Functional diversity of the Northern Slope biological assemblage. FRed: Functional redundancy (number of taxa per functional entity), denoted by horizontal green line. FORed: Functional over redundancy (the proportion of taxa in functional entities above the mean level of functional redundancy), denoted by green shaded bars above the horizontal line. FVuln: Functional vulnerability (the proportion of functional entities with only a single taxon), denoted by red bars.

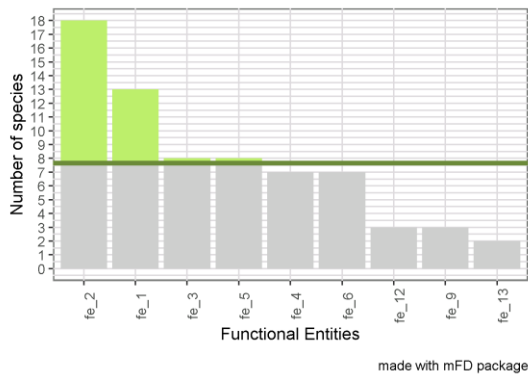
FD based on FE for Cell Southern Slope :  
 FRed=6.556 FORed=0.514 FVuln=0.444



**Figure A5.** Functional diversity of the Southern Slope biological assemblage. FRed: Functional redundancy (number of taxa per functional entity), denoted by horizontal green line. FORed: Functional over-redundancy (the proportion of taxa in functional entities above the mean level of functional redundancy), denoted by green shaded bars above the horizontal line. FVuln: Functional vulnerability (the proportion of functional entities with only a single taxon), denoted by red bars.

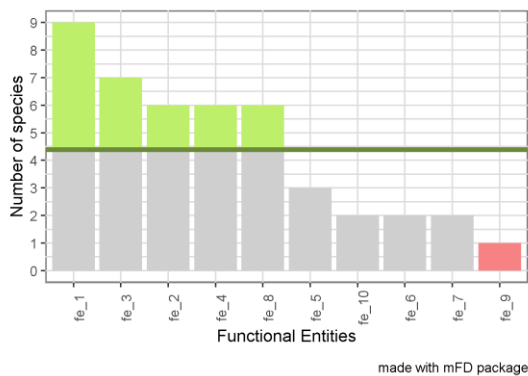


FD based on FE for Cell Palmachim :  
 FRed=7.667 FORed=0.237 FVuln=0



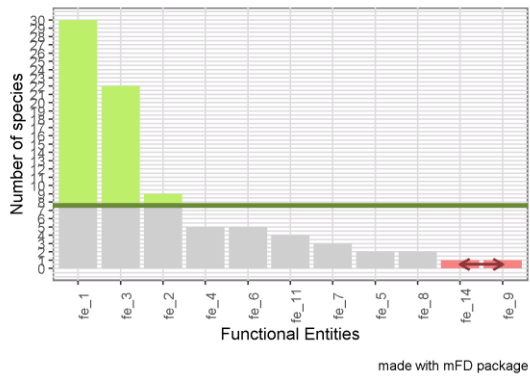
**Figure A6.** Functional diversity of the Palmachim biological assemblage. FRed: Functional redundancy (number of taxa per functional entity), denoted by horizontal green line. FORed: Functional over-redundancy (the proportion of taxa in functional entities above the mean level of functional redundancy), denoted by green shaded bars above the horizontal line. FVuln: Functional vulnerability (the proportion of functional entities with only a single taxon), denoted by red bars.

FD based on FE for Cell Soft Bottom Sponge Ground :  
 FRed=4.4 FORed=0.273 FVuln=0.1

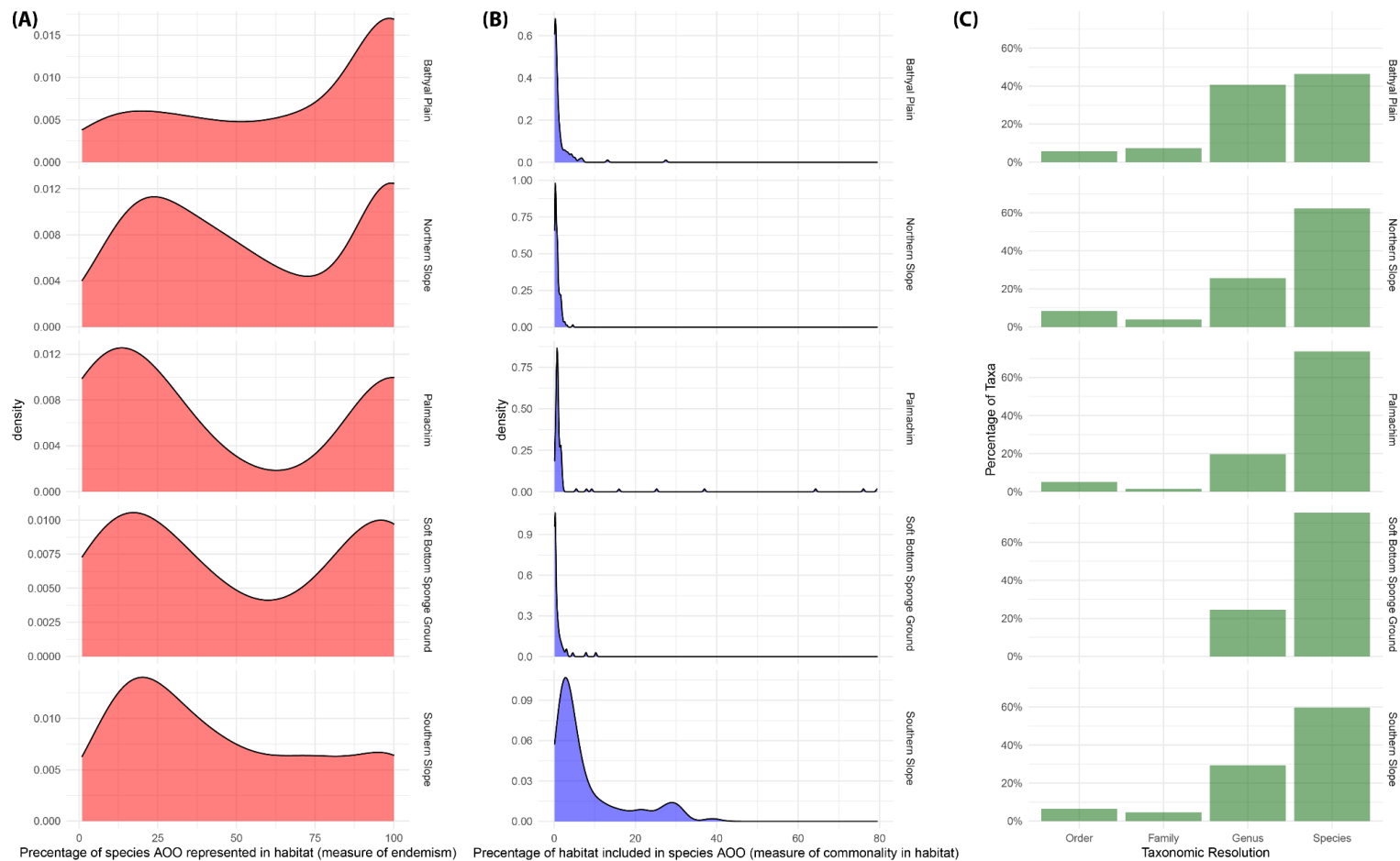


**Figure A7.** Functional diversity of the Soft Bottom Sponge Ground biological assemblage. FRed: Functional redundancy (number of taxa per functional entity), denoted by horizontal green line. FORed: Functional over-redundancy (the proportion of taxa in functional entities above the mean level of functional redundancy), denoted by green shaded bars above the horizontal line. FVuln: Functional vulnerability (the proportion of functional entities with only a single taxon), denoted by red bars.

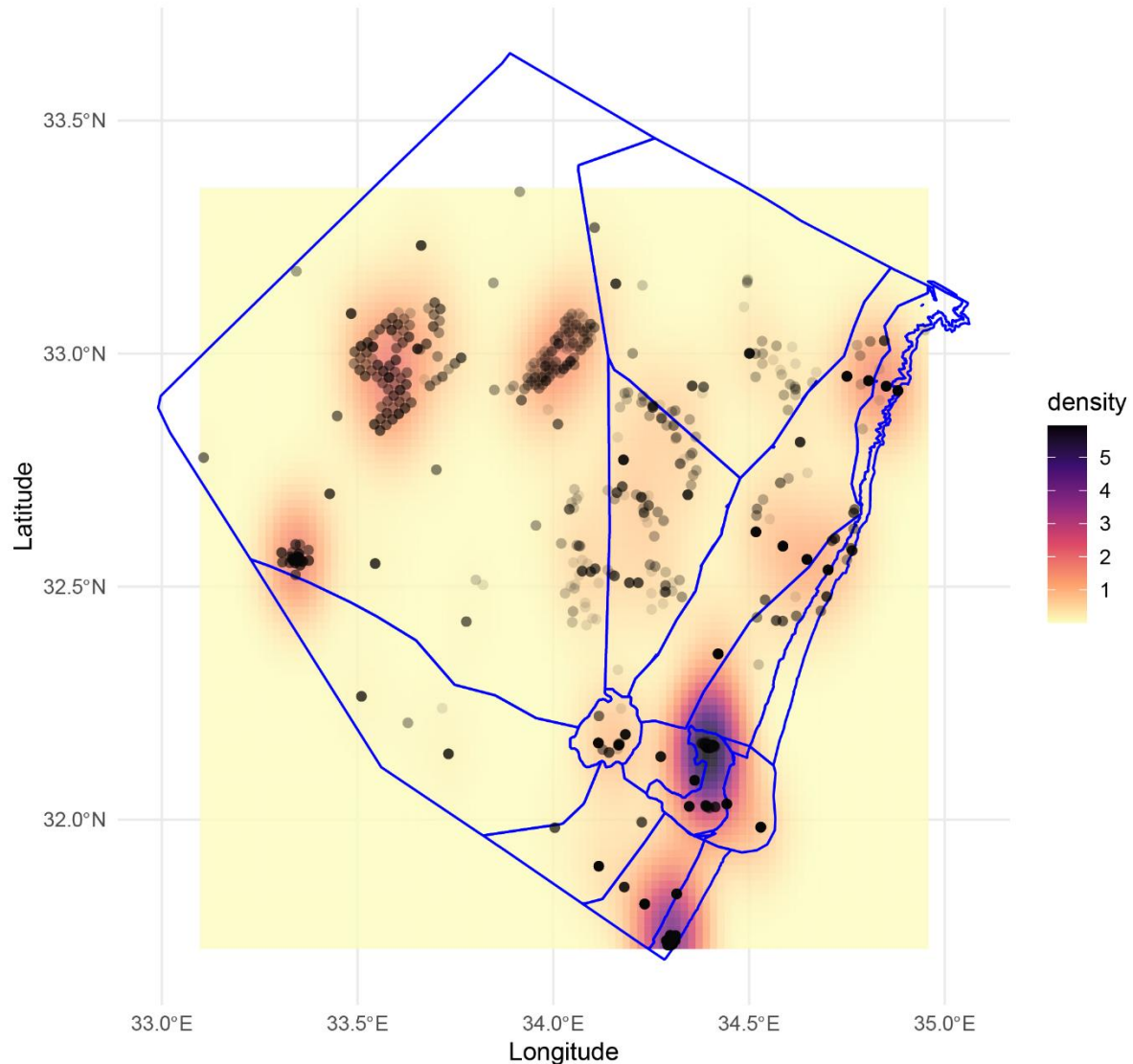
FD based on FE for Cell Bathyal Plain :  
FRed=7.636 FORed=0.453 FVuln=0.182



**Figure A8.** Functional diversity of the Bathyal Plain biological assemblage. FRed: Functional redundancy (number of taxa per functional entity), denoted by horizontal green line. FORed: Functional over-redundancy (the proportion of taxa in functional entities above the mean level of functional redundancy), denoted by green shaded bars above the horizontal line. FVuln: Functional vulnerability (the proportion of functional entities with only a single taxon), denoted by red bars.



**Figure A9.** (A) Distributions of percentage of taxon AOO represented in each assemblage (measure of endemism); (B) Distributions of percentage of habitat area occupied by taxon AOO in each assemblage (measure of endemism); (C) Percentage of taxa identified to order, family, genus, and species level in each assemblage. Y axis in panels A and B is the probability density function for the kernel density estimation of the distribution.



**Figure A10.** Map showing sampling density in the EEZ. Sampling localities are marked by black dots. Darker purple color represent higher density of sampling.

### **Foraminiferous**

In addition to the biological assemblages we described using the database. We adopted the results of Hyams-Kaphzan et al. (2018) and (Almogi-Labin and Hyams-Kaphzan 2016) that classifies biological assemblages in the EEZ based on Foraminiferous species (dead and live assemblages).

They identified 104 live species and 208 dead species. Generally, species richness is low in the bathyal plain and community structure changes (correlated) with depth. At several sampling sites on the continental slope, they observed relatively high species richness. In addition, they point at unique epibenthic habitat in southern-west corner of the EEZ which is related to high carbonate concentrations caused by pteropods shells accumulation on this site. This pattern is also visualized by the carbonate concentration maps we used (see Methods section). The foraminifers aglutinante species (that usually inhabits bathyal domains in depths greater than -1200 m) are attached to the pteropods shells.

Foraminiferous species in the EEZ seems to be in high correlation with the biotopes that we classified. The habitats marked by Hyams-Kaphzan et al. (2018) and Almogi-Labin and Hyams-Kaphzan (2016) roughly align with the geomorphologic domains that were defined in this project. An exception is the unique epibenthic habitat that was found. Therefore, we included this area as additional biological assemblage in the EEZ, and used the results of the GDM to roughly mark its boundaries. Certainty score for this assemblage was defined as 1, only to distinguish it from areas where the biological assemblages are unknown, and from the other biological assemblages that had a minimum score of 2.6 (see Results).

## Annex 2

This Annex provides further background and details on the methodology used for identifying unique benthic habitats' distribution in the EEZ

Like species, some facies are spatially restricted or rare. These are often most vulnerable to impacts and may need to be given a high conservation priority. The identification of rare and threatened habitat at the facies-level is critical to the MPA selection process where protection of biodiversity is a major outcome. Therefore, specific taxa known as indicators of vulnerable marine ecosystem (VMEs) were separately analyzed for the next stage of mapping the distribution of unique habitats. By relating to unique benthic habitats, we achieve the purpose of Last's et al. (2010) Levels 6 and 7 as unique benthic habitats nest within our biological assemblage Level.

### Species distribution models

The six different algorithms used to construct SDMs from the training set (presented in the Methods section but with further details on the function here):

1. Generalised Linear Models (GLMs) were fitted with a binomial family and logit link function, for both linear and quadratic terms of the predictor variables. Automated stepwise model selection based on AIC scores was then performed using the *step* function to remove non-informative predictor variables.
2. Generalised Additive Models (GAMs) were fitted with the *gam* function in the “gam” package v1.20.1 (Hastie 2022), using smooth splines with 4 degrees of freedom for each predictor variable.
3. Classification and regression trees (CARTs; Franklin 2010, Guisan et al. 2017) were fitted using the *rpart* function in the “rpart” package v4.1.16 (Therneau and Atkinson 2022). These grow a decision tree by repeatedly splitting the data to separate presences and pseudo-absences through searching along each environmental gradient for splitting rules. Internal cross-validation (*xval*) and minimum number of observations available to define a split (*minsplit*) were set at their default values of 10 and 20, respectively.
4. Random Forests (RFs; Hastie et al. 2009, Guisan et al. 2017) were fitted using the *randomForest* function in the “randomForest” package v4.7-1.1 (Liaw and Wiener 2002). These use a bagging (bootstrap aggregation) procedure to average outputs of multiple CARTs fitted to bootstrapped samples of the training set. The number of trees to grow (*ntree*) was set at 1000.
5. Boosted Regression Trees (BRTs) were fitted using the *gbm.step* function from the “dismo” package v1.3-5 (Hijmans et al. 2021), which implements the *gbm* function from the “gbm”

package v2.1.8 (Greenwell et al. 2020) while optimising the number of trees. These are similar to RFs in using a bagging procedure on multiple CARTs, but differ by iteratively building trees through sampling without replacement. The Bernoulli (=binomial) family was used, tree.complexity was set at 2, and bag.fraction and learning.rate were set at their default values of 0.75 and 0.001, respectively.

6. Maximum Entropy (MaxEnt; Phillips et al. 2006, Elith et al. 2011) models were fitted using the *maxent* function in the “maxnet” package v0.1.4 (Phillips 2021). These are presence-only models that minimise the relative entropy between the probability density of presences and the probability density of the environment, by contrasting occurrence data with background data (pseudo-absences) where presence is unknown.

The different measures for model performance (using the 30% test set) were calculated using the *evalSDM* function in the “mecofun” package v0.0.0.9 (Zurell 2020).

### Annex 3

This Annex provides further background and details on the bathymetric data that were used

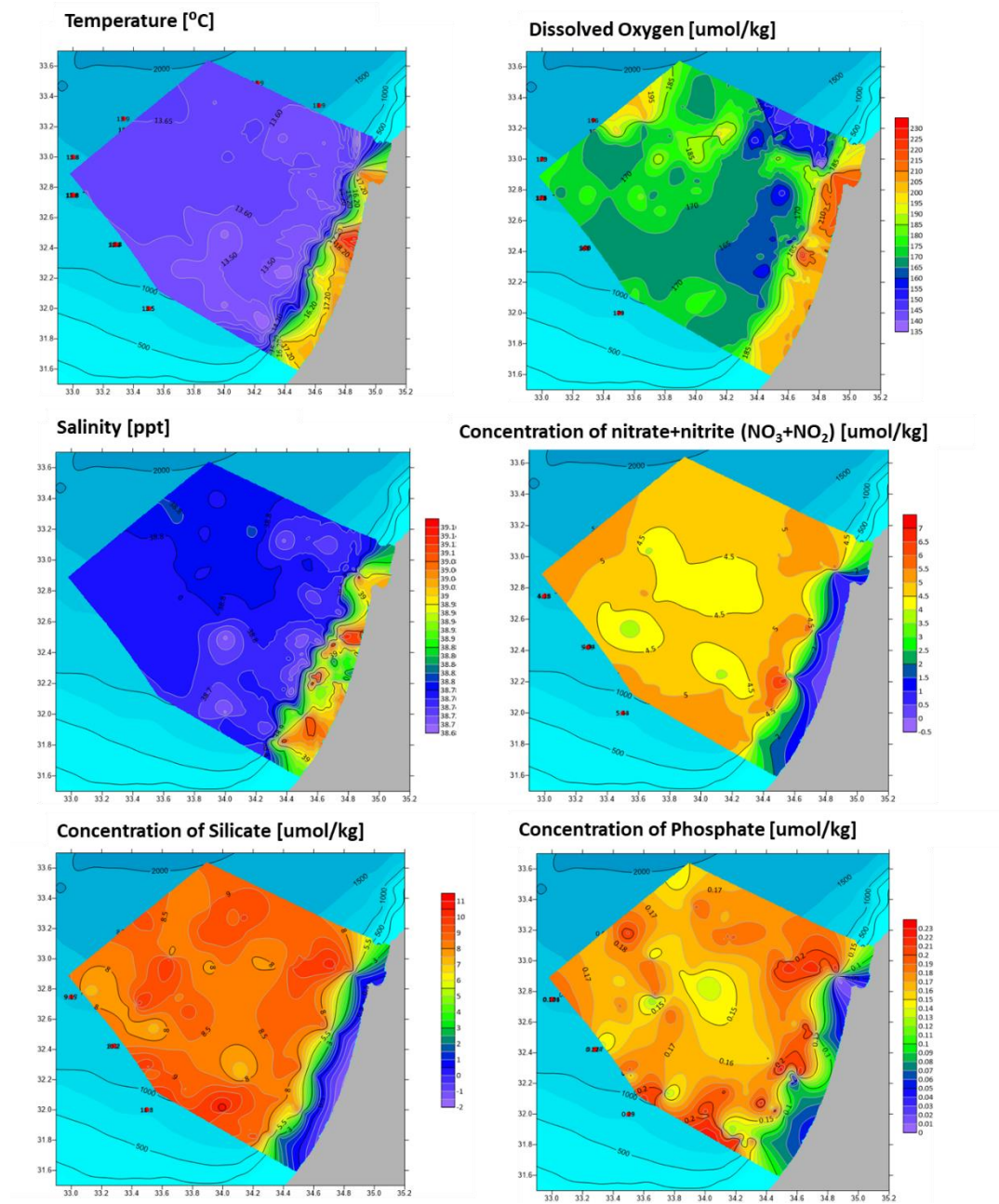
This work bases the determination of representative ecological units on a revised version of Kanari et al. (2020) bathymetric multibeam digital elevation model (DEM). The DEM, which covers the entire Israeli EEZ, was released for our use at a uniform grid resolution of 100 m. Correspondingly, we utilize the seafloor features, mapped by Kanari et al. (2020) and provided as shape files. However, the resolution of Kanari et al. (2020) bathymetric is not sufficient to reflect the scale of morphologic parameters, which we assume to control unique seafloor habitats. The mapping of these features is based on morphological attributes that were extracted from a higher, 25 m, resolution bathymetric DEM, which was created by combining the best resolution bathymetric datasets that are available for us across the EEZ. These include:

1. Seafloor picks of 3D seismic data, normally obtained at a 12.5 m grid resolution (after Gvirtzman et al., 2015).
2. Local multibeam grids, provided at 50 m resolution.

To fill in areas that are not covered by these datasets, Kanari et al. (2020) 100 m resolution DEM was used. All data were calibrated to Kanari et al. (2020) DEM, combined and re-gridded to a uniform 25 m resolution. The bathymetric attributes were then measured from the high resolution data and mapped to the 2 km resolution of our modeling, providing the maximal or averaged values and the standard deviation or range in each 2 km grid cell. This allowed for habitat analyses at 2 km grid to be based on high resolution attributes.

## Annex 4

### Maps of abiotic variables used in GDM and SDM





## Annex 5

### References used in data collection

1. Abelló, P., Ungaro, N., Politou, C.Y., Torres, P., Roman, E., Rinelli, P., Maiorano, P. and Norrito, G., 2001. Notes on the distribution and biology of the deep-sea crab *Bathynectes maravigna* (Brachyura: Portunidae) in the Mediterranean Sea. In *Advances in Decapod Crustacean Research* (pp. 187-192). Springer, Dordrecht.
2. Basso, D., Beccari, V., Almogi-Labin, A., Hyams-Kaphzan, O., Weissman, A., Makovsky, Y., Rüggeberg, A. and Spezzaferri, S., 2020. Macro-and micro-fauna from cold seeps in the Palmahim Disturbance (Israeli off-shore), with description of *Waisiuconcha corsellii* n. sp.(Bivalvia, Vesicomysidae). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 171, p.104723.
3. Bozzano, A., Sardà, F. and Ríos, J., 2005. Vertical distribution and feeding patterns of the juvenile European hake, *Merluccius merluccius* in the NW Mediterranean. *Fisheries Research*, 73(1-2), pp.29-36.
4. Ben-Eliahu, M.N. and Fiege, D., 1996. Serpulid tube-worms (Annelida: Polychaeta) of the Central and Eastern Mediterranean with particular attention to the Levant Basin. *Senckenbergiana maritima*, 28(1), pp.1-51.
5. Bisby, F.A., Ruggiero, M.A., Wilson, K.L., Cachuela-Palacio, M., Kimani, S.W., Roskov, Y., Soulier-Perkins, A. and van Hertum, J., 2006. Species 2000 & ITIS Catalogue of Life: 2006.
6. Bogi, C. and Galil, B.S., 2013. New molluscan records from the eastern Mediterranean bathyal. *Marine Biodiversity Records*, 6.
7. Follesa, M.C., Cannas, R., Gastoni, A., Cabiddu, S., Deiana, A.M. and Cau, A., 2008. Abnormal rostrum in *Polycheles typhlops* (Decapoda: Polychelidae) from the central western Mediterranean. *Journal of Crustacean Biology*, 28(4), pp.731-734.
8. Carreton, M., Rotllant, G., Clavel-Henry, M., Bahamón, N., Sardà, F. and Company, J.B., 2021. Abundance and distribution of the deep-sea shrimp *Aristeus antennatus* larvae along the eastern Spanish Mediterranean coast (GSA 6). *Journal of Marine Systems*, 223, p.103611.
9. Carrassón, M. and Matallanas, J., 2002. Diets of deep-sea macrourid fishes in the western Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series*, 234, pp.215-228.
10. Conlan, K.E., 2021. New genera for species of *Jassa* Leach (Crustacea: Amphipoda) and their relationship to a revised *Ischyrocerini*. *Zootaxa*, 4921(1), pp.1-72.
11. Corbera, J., Segonzac, M. and Cunha, M.R., 2008. A new deep-sea genus of nannastacidae (Crustacea, cumacea) from the lucky strike hydrothermal vent field (Azores triple junction, mid-atlantic ridge). *Marine Biology Research*, 4(3), pp.180-192.
12. Correa, M.L., Freiwald, A., Hall-Spencer, J. and Taviani, M., 2005. Distribution and habitats of *Acesta excavata* (Bivalvia: Limidae) with new data on its shell ultrastructure. In *Cold-water corals and ecosystems* (pp. 173-205). Springer, Berlin, Heidelberg.
13. Cunha, M.R., Matos, F.L., Génio, L., Hilário, A., Moura, C.J., Ravara, A. and Rodrigues, C.F., 2013. Are organic falls bridging reduced environments in the deep sea?-Results from colonization experiments in the Gulf of Cádiz. *PLoS One*, 8(10), p.e76688.
14. Cusson, M., Archambault, P. and Aitken, A., 2007. Biodiversity of benthic assemblages on the Arctic continental shelf: historical data from Canada. *Marine ecology progress series*, 331, pp.291-304.



15. d'Acoz, U., 1999. Inventaire et distribution des crustacés décapodes de l'Atlantique nord-oriental, de la Méditerranée et des eaux continentales adjacentes au nord de 25 N. *Collection des Patrimoines Naturels*, 40, pp.1-383.
16. De Bruin, G.H.P., 1965. Penaeid prawns of Ceylon (Crustacea Decapoda, Penaeidae). *Zoologische Mededelingen*, 41(4), pp.73-104.
17. Di Camillo, C., Bo, M., Puce, S., Tazioli, S., Frogliola, C. and Bavestrello, G., 2008. The epibiotic assemblage of *Geryon longipes* (Crustacea: Decapoda: Geryonidae) from the Southern Adriatic Sea. *Italian Journal of Zoology*, 75(1), pp.29-35.
18. Elder, Leanne E., and Brad A. Seibel. "The thermal stress response to diel vertical migration in the hyperiid amphipod *Phronima sedentaria*." *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology* 187 (2015): 20-26.
19. Fanelli, E., Colloca, F. and Ardizzone, G., 2007. Decapod crustacean assemblages off the West coast of central Italy (western Mediterranean). *Scientia Marina*, 71(1), pp.19-28.
20. Galil, B., Diamant, A. and Horton, T., 2004. *Ceratothoa steindachneri* (Isopoda, Cymothoidae): An unusual record from the Mediterranean. *Crustaceana*, 77(9), pp.1145-1148.
21. Galil, B.S., Danovaro, R., Rothman, S.B.S., Gevili, R. and Goren, M., 2019. Invasive biota in the deep-sea Mediterranean: an emerging issue in marine conservation and management. *Biological Invasions*, 21(2), pp.281-288.
22. Gebruk, A.V., Krylova, E.M., Lein, A.Y., Vinogradov, G.M., Anderson, E., Pimenov, N.V., Cherkashev, G.A. and Crane, K., 2003. Methane seep community of the Håkon Mosby mud volcano (the Norwegian Sea): composition and trophic aspects. *Sarsia*, 88(6), pp.394-403.
23. Giuste, F. and Sbrana, C., 2012. *Lurifax vitreus* Warén & Bouchet, 2001 (Gastropoda, Orbitestellidae), a new record for deep waters of the Tuscan Archipelago (Tyrrhenian Sea, Italy). *Biodiversity Journal*, 3(1), pp.91-92.
24. Golani, D., 1986. On deep-water sharks caught off the Mediterranean coast of Israel. *Israel Journal of Zoology*, 34(1-2), pp.23-31.
25. Goren, M., Danovaro, R., Rothman, S.B.S., Mienis, H.K. and Galil, B.S., 2020. Snapshot of the upper slope macro-and megafauna of the southeastern Mediterranean Sea: ecological diversity and protection. *Vie Milieu*, 69, pp.233-248.
26. Goren, M. and Galil, B.S., 2015. A checklist of the deep-sea fishes of the Levant Sea, Mediterranean Sea. *Zootaxa*, 3994(4), pp.507-530.
27. Goren, M., Mienis, H.K. and Galil, B.S., 2008. Not so poor—more deep-sea records from the Levant Sea, eastern Mediterranean. *Marine Biodiversity Records*, 1.
28. Goren, M. and Galil, B.S., 1997. New records of deep-sea fishes from the Levant Basin and a note on the deep-sea fishes of the Mediterranean. *Israel Journal of Zoology*, 43(2), pp.197-203.
29. Grosse, M., Capa, M. and Bakken, T., 2021. Describing the hidden species diversity of Chaetozone (Annelida, Cirratulidae) in the Norwegian Sea using morphological and molecular diagnostics. *ZooKeys*, 1039, p.139.
- Galil, B.S. and Goren, M., 1995. The deep sea Levantine Fauna - New records and rare occurrences. *Senckenbergiana maritima*, 25(1), pp.41-52.
30. Guerra, A., 2006. Ecology of *Sepia officinalis*. *Vie et Milieu/Life & Environment*, pp.97-107.
31. Guerra-García, J.M., De Figueroa, J.T., Navarro-Barranco, C., Ros, M., Sánchez-Moyano, J.E. and Moreira, J., 2014. Dietary analysis of the marine Amphipoda (Crustacea: Peracarida) from the Iberian Peninsula. *Journal of Sea Research*, 85, pp.508-517.

32. Hoffman, L. and Freiwald, A., 2017. A unique and diverse amalgamated mollusk assemblage from the Coral Patch Seamount, eastern Atlantic. *Miscellanea Malacologica*, 7(4), pp.61-79.
33. Holte, B., 1998. The macrofauna and main functional interactions in the sill basin sediments of the pristine Holandsfjord, northern Norway, with autecological reviews for some key-species. *Sarsia*, 83(1), pp.55-68.
34. Holthuis, L.B., 1980. The identity of Hapalopoda investigator Filhol, 1885 (Decapoda, Penaeidae) and other shrimps collected by the 1880-1883 "Travailleur" and "Talisman" expeditions. *Zoologische Mededelingen*, 55(15), pp.183-194.
35. Hughes, R.N., 1986. Laboratory observations on the feeding behaviour, reproduction and morphology of *Galeodea echinophora* (Gastropoda: Cassidae). *Zoological journal of the Linnean Society*, 86(4), pp.355-365.
36. Ilan, M., Gugel, J., Galil, B.S. and Janussen, D., 2003. Small bathyal sponge species from East Mediterranean revealed by a non-regular soft bottom sampling technique. *Ophelia*, 57(3), pp.145-160.
37. Kitsos, M.S., 2008. Diet composition of the pandalid shrimp, *Plesionika narval* (Fabricius, 1787)(Decapoda, Pandalidae) in the Aegean Sea. *Crustaceana*, 81(1), pp.23-33.
38. Kitsos, M.S., Doulgeraki, S., Tselepides, A. and Koukouras, A., 2005. Diet composition of the bathyal crabs, *Chaceon mediterraneus* Manning and Holthuis and *Geryon longipes* A. Milne-Edwards (Decapoda, Geryonidae) collected at different depths in the eastern Mediterranean. *Crustaceana*, 78(2), pp.171-184.
39. Künitzer, A., Basford, D., Craeymeersch, J.A., Dewarumez, J.M., Dörjes, J., Duineveld, G.C.A., Eleftheriou, A., Heip, C., Herman, P., Kingston, P. and Niermann, U., 1992. The benthic infauna of the North Sea: species distribution and assemblages. *ICES Journal of Marine Science*, 49(2), pp.127-143.
40. Levin, L.A. and Mendoza, G.F., 2007. Community structure and nutrition of deep methane-seep macrobenthos from the North Pacific (Aleutian) Margin and the Gulf of Mexico (Florida Escarpment). *Marine Ecology*, 28(1), pp.131-151.
41. Lubinevsky, H., Hyams-Kaphzan, O., Almogi-Labin, A., Silverman, J., Harlavan, Y., Crouvi, O., Herut, B., Kanari, M. and Tom, M., 2017. Deep-sea soft bottom infaunal communities of the Levantine Basin (SE Mediterranean) and their shaping factors. *Marine biology*, 164(2), pp.1-12.
42. Maynou, F. and Cartes, J.E., 2012. Effects of trawling on fish and invertebrates from deep-sea coral facies of *Isidella elongata* in the western Mediterranean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(7), pp.1501-1507.
43. Mecho, A., Billett, D.S., Ramírez-Llodra, E., Aguzzi, J. and Tyler, P.A., 2014. First records, rediscovery and compilation of deep-sea echinoderms in the middle and lower continental slope of the Mediterranean Sea.
44. Morton, B., 2016. The biology and functional morphology of the predatory septibranch *Cardiomya costellata* (Deshayes, 1833)(Bivalvia: Anomalodesmata: Cuspidariidae) from the Açores: survival at the edge. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 96(6), pp.1347-1361.
45. Murina, G.V.V., Pancucci-Papadopoulou, M.A. and Zenetos, A., 1999. The phylum Sipuncula in the eastern Mediterranean: composition, ecology, zoogeography. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 79(5), pp.821-830.

46. Nasto, I., Cardone, F., Mastrototaro, F., Panetta, P., Rosso, A., Sanfilippo, R., Taviani, M. and Tursi, A., 2018. Benthic invertebrates associated with subfossil cold-water coral frames and hardgrounds in the Albanian deep waters (Adriatic Sea). *Turkish Journal of Zoology*, 42(4), pp.360-371.
47. Navarro-Barranco, C., Tierno-de-Figueroa, J.M., Guerra-García, J.M., Sánchez-Tocino, L. and García-Gómez, J.C., 2013. Feeding habits of amphipods (Crustacea: Malacostraca) from shallow soft bottom communities: Comparison between marine caves and open habitats. *Journal of Sea Research*, 78, pp.1-7.
48. Negri, M.P. and Corselli, C., 2016. Bathyal Mollusca from the cold-water coral biotope of Santa Maria di Leuca (Apulian margin, southern Italy). *Zootaxa*, 4186(1), pp.1-97.
49. Ökten, A., Alaş, A. and Türker, D., 2018. First record of Anilocra physodes (Isopoda, Cymothoidae) on the Phycis blennoides (Pisces; Phycidae) with morphological characters and hosts preferences.
50. ÖZTÜRK, B., 2011. Scaphopod species (Mollusca) of the Turkish Levantine and Aegean seas. *Turkish Journal of Zoology*, 35(2), pp.199-211.
51. Olu-Le Roy, K., Sibuet, M., Fiala-Médioni, A., Gofas, S., Salas, C., Mariotti, A., Foucher, J.P. and Woodside, J., 2004. Cold seep communities in the deep eastern Mediterranean Sea: composition, symbiosis and spatial distribution on mud volcanoes. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 51(12), pp.1915-1936.
52. Papaconstantinou, C. and Kapiris, K., 2003. The biology of the giant red shrimp (Aristaeomorpha foliacea) at an unexploited fishing ground in the Greek Ionian Sea. *Fisheries Research*, 62(1), pp.37-51.
53. Perez Farfante, I.S.A.B.E.L. and Kensley, B., 1997. *Penaeoid and sergestoid shrimps and prawns of the world. Keys and diagnoses for the families and genera*. Editions du Museum national d'Histoire naturelle.
54. Pinho, M.R., Gonçalves, J.M., Martins, H.R. and Menezes, G.M., 2001. Some aspects of the biology of the deep-water crab, Chaceon affinis (Milne-Edwards and Bouvier, 1894) off the Azores. *Fisheries Research*, 51(2-3), pp.283-295.
55. Por, D. F., 1964. A study of the levantine and pontic harpacticoida (Crustacea, Copepoda). *Zoologische verhandelingen*, 64(1), pp.1-128.
56. Prato, E. and Biandolino, F., 2005. Amphipod biodiversity of shallow water in the Taranto seas (north-western Ionian Sea). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85(2), pp.333-338.
57. Raso, J.E.G., García-Muñoz, J.E., Mateo-Ramírez, A., González, N.L., Fernández-Salas, L.M. and Rueda, J.L., 2019. Decapod crustaceans Eucalliicidae in chemoautotrophic bathyal bottoms of the Gulf of Cadiz (Atlantic Ocean), environmental characteristics and associated communities. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(2), pp.437-444.
58. Ravara, A., Ramos, D., Teixeira, M.A., Costa, F.O. and Cunha, M.R., 2017. Taxonomy, distribution and ecology of the order Phyllodocida (Annelida, Polychaeta) in deep-sea habitats around the Iberian margin. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 137, pp.207-231.
59. Ritt, B., Desbruyères, D., Caprais, J.C., Gauthier, O., Ruffine, L., Buscail, R., Olu-Le Roy, K. and Sarrazin, J., 2012. Seep communities from two mud volcanoes in the deep eastern

- Mediterranean Sea: faunal composition, spatial patterns and environmental control. *Marine Ecology Progress Series*, 466, pp.93-119.
60. Rodrigues, C.F., Oliver, P.G. and Cunha, M.R., 2008. Thyasiroidea (Mollusca: Bivalvia) from the mud volcanoes of the Gulf of Cadiz (NE Atlantic). *Zootaxa*, 1752(1), pp.41-56.
  61. Salvini-Piawen, L.V. and Ozturk, B., 2006. New records of Caudofoveata (*Falcidens guttuosus*, *Prochaetoderma raduliferum*) and of Solenogastres (*Eleutheromenia carinata*, spec. nov.) from the eastern Mediterranean Sea (Mollusca). *Spixiana*, 29(3), p.217.
  62. Sardá Amills, F., Calafat Frau, A., Flexas, M.D.M., Tselepides, A., Canals Artigas, M., Espino Infantes, M. and Tursi, A., 2004. An introduction to Mediterranean deep-sea biology. *Scientia Marina*, 2004, vol. 68, num. suppl 3, p. 7-38.
  63. Southward, E.C., Andersen, A.C. and Hourdez, S., 2011. Lamellibrachia anaximandri n. sp., a new vestimentiferan tubeworm (Annelida) from the Mediterranean, with notes on frenulate tubeworms from the same habitat. *Zoosystema*, 33(3), pp.245-279.
  64. Steiner, G. and Kabat, A.R., 2004. *Catalog of species-group names of Recent and fossil Scaphopoda (Mollusca)*. Paris: Publications Scientifiques du Muséum national d'Histoire naturelle.
  65. Tecchio, S., Ramírez-Llodra, E. and Sardà, F., 2011. Biodiversity of deep-sea demersal megafauna in western and central Mediterranean basins. *Scientia Marina*, 75(2), pp.341-350.
  66. TUNÇER, S., ARTÜZ, L., CENGİZ, Ö., ÖNAL, U. and POURSANIDIS, D., First record of the side gill slug *Pleurobranchaea meckeli* (Blainville, 1825)(Gastropoda: Heterobranchia) from Dardanelles (Çanakkale Strait) and new records from the Sea of Marmara, Turkey.
  67. Vacelet, J. 1987 Eponges. p. 137-148. In Fischer, W., M. L. Bauchot and M. Schneider. 1987. Fiches FAO d' identification des espèces pour les besoins de la pêche. (Revision 1). Méditerranée et mer Noire. Zone de pêche 37. Volume I. Végétaux et Invertébrés. Publication préparée par la FAO, résultant d'un accord entre la FAO et la Commission des Communautés européennes (Project GCP/INT/422/EEC) financée conjointement par ces deux organisations. Rome, FAO, Vol.1.
  68. Walker, A.J.M. and E.I.S. Rees 1980 Benthic ecology of Dublin Bay in relation to sludge dumping. Irish Fisheries Investigations. Series B. 22:1-59.

### **נספח 3**

**מענה להערות חברי הוועדה המדעית לגרסה  
המוקדמת של דו"ח אפיון היחידות האקולוגיות ובתי  
הגידול בקרקעית**

13/11/22

## מענה להערות שהתקבלו מחברי הוועדה המדעית לדו"ח בתי גידול בנטיים

ערת שבתאי, לירון גורן, אלכס סלבנקו, טל אידן, שירה סלינגרה, יחזקאל בובה, עדי נוימן, אור ביאליק, יצחק מקובסקי

בתאריך 21/7/22 הוצגו תוצרי ניתוח אפיון יחידות אקולוגיות בקרקעית שטח המים הכלכליים של ישראל במסגרת ועדה מדעית מלווה למיזם תכנית אב לשמורות במים הכלכליים של ישראל (רשימת המשתתפים במפגש מצורפת בנספח 1). בתאריך 13/7/22 הופצה טיוטת המסמך *Environmental data collection and analyses to support conservation planning in the Israeli EEZ* מיטב החוקרים ואנשי המקצוע בארץ בתהליך חשוב זה של תכנון שמורות ימיות במים הכלכליים של ישראל ומודים לחברי הוועדה על ההשתתפות הפעילה במפגש, על תרומתם לדיון ועל המשוב בעל פה ובכתב שעזרו לטייב את תוצרי העבודה.

להלן ריכוז המענה לטיטוט הדוח שהופצה. התייחסות בהתאם למענה להערות הוטמעה במסמך הסופי שהופץ ביום 13/11/22.

### 1. כללי

ככלל, ההערות שעלו בירכו על התוצרים ועל העבודה כולה. המשוב שהתקבל חיזק את הבחירה שנעשתה בשיטות העבודה.

חלק מההערות נגעו לשלב הנוכחי של המיזם של אפיון היחידות האקולוגיות בשטח המים הכלכליים וחלק מההערות נגעו בשלבים הבאים של המיזם – של התעדוף המרחבי ואף שלב התכנון וגיבוש התכנית הסופית. המענה להערות מחולק לפי שלבי המיזם השונים.

להלן עיקרי ההערות שהתקבלו וההטמעה וההתייחסות אליהן בגרסה המתוקנת של הדו"ח (נציגי משרד האנרגיה העבירו קובץ הערות מפורט, להבדיל מהערות שהתקבלו בדיון או במייל, ולכן ההתייחסות להערותיהם נעשתה בנפרד בהמשך מסמך זה). שינויים שנערכו בדו"ח בעקבות ההערות מודגשים בכחול:

שלב בפרויקט	מספר הערה	תוכן הערה	מענה
אפיון היחידות האקולוגיות	1	נדרש פירוט לגבי עיגון תהליכי עדכון פשוטים כפונקציה של קבלת מידע נוסף בהמשך הדרך	תהליך אפיון היחידות האקולוגיות נעשה על ידי שימוש בשיטה ההיררכית לאיזור, המאפשרת קליטה של מידע חדש ועיבודו בכל אחת מהרמות ההיררכיות השונות. מעבר לכך, החלוקה המורכבת ביותר (מבחינת כמות המידע) להרכבים ביולוגים, נעשתה באמצעות קוד R שנכתב במיוחד עבור המיזם הנוכחי. השימוש בקוד מאפשר הרצה מחודשת של ניתוח הנתונים בלחיצת כפתור, לאחר ניקוי מקדים וסידור לפי המבנה הנדרש. משמעות הדבר היא שעדכון התוצרים יכול להיעשות תקופתית באופן פשוט למדי וללא משאבי מחשוב מיוחדים. בגרסה המתוקנת של הדו"ח נכללו המלצות לגבי תקופת העדכון. כמו כן, במסמך הרקע של המיזם נכללו המלצות לגבי העדכון התקופתי של תוצרי

<p>התכנון, ובכוונתנו לקיים עדכון תקופתי כתלות במשאבים זמינים עבור תהליך זה.</p>			
<p>שכבות המידע ב-Cast DB של חיא"ל כוללות את כל הנתונים ממכוני מחקר הפועלים בים התיכון ושמהווים את מקור המידע המרכזי עבור מסד נתונים גלובליים. לאחר בדיקה חוזרת, לא זיהינו מקורות מידע משמעותיים שלא נכללו בניתוח.</p>	<p>מוצע לבחון שימוש בשכבות מידע גלובליות עבור משתנים סביבתיים</p>	<p>2</p>	
<p>שיטת הקריגינג פורטה בהרחבה בגרסה המתוקנת של הדו"ח</p>	<p>נדרש פירוט של שיטת הקריגינג שבה נעשה שימוש בעיבוד הנתונים האביוטים</p>	<p>3</p>	
<p>המגוון הפונקציונלי לא שימש להגדרת החברות הביולוגיות בניתוח הנתונים, אלא רק לתיאור נוסף של ההרכבים שהתקבלו לאחר הניתוח של המידע הביולוגי. הגרסה המתוקנת של הדו"ח כוללת הבהרה של נקודה זו.</p>	<p>מוצע לשקול לותר על השימוש במגוון פונקציונלי בחלוקה להרכבים ביולוגיים</p>	<p>4</p>	
<p>הטקסט נערך בפרק השיטות והדין של הגרסה המתוקנת כדי להבהיר את המשמעות של מדדי אי הוודאות ותרומתם האפשרית לחלוקת היחידות האקולוגיות.</p>	<p>נדרש פירוט נוסף לגבי חישוב אי הוודאות, גם לגבי המדדים וגם לגבי השימוש/ המשמעות של אי וודאות זו.</p>	<p>5</p>	
<p>מודל ה-GDM אינו בנוי לכלול משתנים קטגוריאליים. מפה חדשה של תוצאות ה-GDM הכוללת גם פיזור מרחבי של השיטות השונות (נספח 2) ניתן לראות שפרט לאזור מניפת הים העמוק (main deep-sea fan) יש פיזור הטרוגני של שיטות הדיגום השונות. ממפה זאת עולה שההפרדה להרכבים ביולוגיים שונים לא מושפעת בהכרח משיטות דיגום שונות אלא ממגוון השיטות שבהן נעשה שימוש (ושעבורן היו בידינו נתונים זמינים) בחלק מהשטח. חשוב לציין שלשיטת הדיגום השפעה ישירה על הרכב המינים שעולה ממנה, ולכן לא ניתן לשלול לגמרי את ההשפעה של שיטות הדיגום על החלוקה ליחידות אקולוגיות. לפיכך, הגרסה המתוקנת של הדו"ח כוללת פירוט נוסף של שיטת סינון הנתונים והמלצות לגבי עדכון תקופתי שיכלול בין היתר בחינה נוספת של הנתונים על פי שיטות/זמני הדיגום.</p>	<p>הצעה להתמודדות עם הטיה שעלולה להיגרם משימוש בנתונים ממקורות מידע שונים- הכללת שיטת הדיגום כמשתנה קטגוריאלי ב-GDM.</p>	<p>6</p>	
<p>ניתוח הנתונים מתבסס על תצפיות של בעלי חיים בנטוניים ואינפאונה (ללא שימוש בבעלי חיים פלאגיים, הנחשבים פחות אינפורמטיביים לסיווג בתי גידול בנטיים) (Last et al. 2010, Harris 2020). תצפיות שבהן ההגדרה הטקסונומית נעשתה ברמה גבוהה כמו מערכה ומחלקה לא נכללו בניתוח, כמו גם תצפיות ששיטת הדיגום או הדיוק המרחבי שלהן אינו ברור. ניקוי סט הנתונים נעשה על פי קריטריונים אלו ועל פי</p>	<p>נדרש פירוט נוסף לגבי השיטות בהן נעשה סינון המידע הגולמי כדי לפצות על הבדלים הנובעים מאיסוף בשיטות שונות ועל ידי גורמים אחרים.</p>	<p>7</p>	

<p>הערכת מומחה בגישה שמרנית (לדוגמה, זיהוי טקסונומי של מינים שלא מוכרים מהאזור הוטל בספק ולכן לא נכלל). כמו כן, נקטנו בגישה שמרנית כדי למנוע כפילויות-איחדנו מספר טקסונים שונים לרמה הטקסונומית מעליהם כדי לתעדף את רמת הזיהוי הפחות פרטנית במקרים בהם רמת הזיהוי היותר פרטנית לא אפשרית. לבסוף, נעשה ניתוח של מידת הוודאות של ההרכבים הביולוגים אשר התייחס בין השאר הן למאמץ הדיגום והן לרמת הזיהוי הטקסונומי (זאת בנוסף לשלושה מדדים המתייחסים לייחודיות והרכב המינים בכל הרכב ביולוגי). <b>הרחבנו בגרסה המתוקנת של הדו"ח את ההסבר לגבי ניקוי הנתונים והאמצעים שנקטנו כדי להמנע מהטיות שעלולות להגרם מסיבות הקשורות בשימוש במגוון מקורות מידע. אכן העבודה עם מקורות שונים, שיטות שונות ודיגום לא הומוגני עלול ליצור הטיה בתוצאות בכל מחקר מדעי. אך כל אלו תלויים בשיטת ניתוח הנתונים, רמת הביטחון בנתונים עצמם, הנחות המודל בו משתמשים וכן במידע הקיים. מחסור במידע לא צריך להיות גורם שאינו מאפשר קבלת הנתונים, אלא הם צריכים להיות מנותחים ומובאים לידיעה יחד עם הסייגים הנובעים מאופיים ואיכותם כפי שנעשה בעבודה זו.</b></p> <p><b>בגרסה המתוקנת של הדו"ח הוספנו המלצה בפרק הדיון לבצע ניתוח נוסף עם שקלול מספר הדיגומים (בנוסף למספר התצפיות שכבר קיים היום בניתוח) בכל תא גריד כדי לאמוד את ההבדלים הנובעים ממאמץ הדיגום ולאפיין בצורה טובה יותר את פערי המידע.</b></p>		
<p><b>ההצעה התקבלה והוטמעה בגרסה המתוקנת של הדו"ח</b></p>	<p>מוצע להשתמש במונח "יחידות אקולוגיות" ולא בבתי גידול בנטיים כדי לשקף את תכלית החלוקה ולייצר הפרדה בין תיאור חברות ומערכות לבין תוצרי האיזור</p>	8
<p><b>ההצעה התקבלה והוטמעה בגרסה המתוקנת של הדו"ח בחלק של אפיון היחידות האקולוגיות.</b></p> <p>כמו כן, בפרק הדיון נכללה המלצה להרחיב את חקר החברות הבקטריאליות בקרקע לאזורים נוספים ולהשתמש בתוצאות בעדכון התקופתי.</p>	<p>מוצע להוסיף פירוט של חברות בקטריאליות בהרכבים הביולוגים השונים</p>	9
<p>שכבות המידע בהן נעשה שימוש ב-GDM כוללות שכבה של חומר אורגני בסדימנט.</p>	<p>מומלץ לבחון בחינת מקורות מידע נוספים בקשר לחומר אורגני בסדימנט</p>	10



מקורות המידע בהם נעשה שימוש עודכנו בגרסה המתוקנת של הדו"ח.			
מפות התפוצה החזויה של בתי הגידול הייחודיים כוללות את ערכי הסף וההסתברות עבור כל בית גידול בגרסה המתוקנת של הדו"ח.	מומלץ לציין מידת וודאות על פני התרשימים של ה-SDM	11	
מבין האזורים השכנים לשטח התכנית, יש בידינו מידע ביולוגי באיכות מספקת רק מאזור המים הריבוניים של ישראל (ולא ממדינות שכנות). משום שמאמץ הדיגום במים הכלכליים נמוך בהרבה מאשר במים הריבוניים, ישנה סבירות גבוהה שהכללת הנתונים מהמים הריבוניים במודל תגרום להומוגניזציה של כל שטח המים הכלכליים, בתור אזור יחיד עם מגוון מינים נמוך. כלומר, החלוקה הפנימית בין אתרים במים הכלכליים תתגמד ביחס לחלוקה בין המים הכלכליים למים הריבוניים, ואולי אף בין אזורים שונים בתוך המים הריבוניים. בוועדה המדעית היתה הסכמה רחבה בעניין ולכן הרצת המודל לא נעשתה שנית עם נתונים מהמים הריבוניים. יחד עם זאת, <b>הוספנו בפרק הדיון המלצה לכלול בעדכון העבודה שימוש בתצפיות מקו עומק 100 מ' על מנת לייצג בצורה טובה יותר את הוריאביליות לאורך המדרון.</b>	מומלץ לבחון את רגישות תוצרי ה-SDM ביחס לשטח הפרדיקציה	12	
<b>התייחסות זו תופיע בדו"ח בתי הגידול הפלאגיים</b>	מומלץ לתת התייחסות לקשר שבין עמודת המים והקרקעית	13	
<b>ההמלצה נכללה בפרק ההמלצות בגרסה המתוקנת של הדו"ח ותועבר לצוות המרקסן של המיזם</b>	מומלץ להתמודד עם אי הודאות של דפוסי השימוש של האורגניזמים במרחב, על ידי יצירת מרחב מוגן ששומר על קומבינציה של בתי גידול ותנאים סביבתיים.	14	שלב התעדוף המרחבי
<b>ההערה התקבלה ועל פי המלצות הוועדה נקבעו מטרות השימור ביחס להסתברויות המודלים באופן שיטתי. המטרות מפורטות בגרסה המתוקנת של הדו"ח.</b>	נדרש לפרט בצורה שיטתית את אופן קביעת מטרות השימור ביחס להסתברויות המודלים לתפוצת מינים	15	
<b>בעקבות הערות הועדה, יבחן תרחיש באמצעות כלי התעדוף מרקסן שבו כל השטח עם ההסתברות הנמוכה לא יהווה יעד לשימור כלל, כך שחברי הוועדה יוכלו להשוות בין התוצרים ולהמליץ על יעד</b>	לבחון מחדש את הגדרת מטרות השימור לבתי גידול ייחודיים אשר תפוצתם החזויה היא רחבה (ספוגים של מצע רך)	16	
<b>בעקבות המלצות הועדה, תעלת הלבנט נכללה כישות לשימור בפני עצמה עם מטרת שימור של 20% (המינימום שנקבע לכל יחידה אקולוגית).</b>	מומלץ לתת משקל נוסף לתעלת הלבנט בשלב התעדוף המרחבי	17	
<b>ההמלצה נכללה בפרק ההמלצות בגרסה המתוקנת של הדו"ח והוחלט כי תרחיש השימור במרקסן יבחן עם/בלי שמורות במים הריבוניים כדי לאפשר החלטה תכנונית</b>	מומלץ לשאוף לרציפות של שמורות במים הכלכליים עם שמורות במים הריבוניים	18	

<p>מושכלת ככל הניתן לגבי הקישוריות עם השמורות במים הריבוניים, והצורך להגן על אזור המדרון שחשיבותו האקולוגית הולכת ומתבררת ממחקרים של השנים האחרונות (לדוגמה Guy-Haim et al. 2022).</p>			
<p>מידת ההשפעה של איומים שונים על בתי גידול בים העמוק נחקרה מעט מאוד בעולם ולכן קשה לתת הערכה מספרית לסוג וטווח ההשפעה של כל פעילות. יחד עם זאת, צוות התכנון אסף מידע מהספרות לגבי האיומים הנובעים מסוגי הפעילות השונים במרחב ויעביר את הנתונים לצוות המרקסן. כמו כן, <b>צוות התכנון יתייחס לידוע מהספרות ולעקרון הזהירות המונעת בשלב התכנון הסופי</b> לאחר הרצת המרקסן ומודל מארג המזון.</p>	<p>מומלץ להתייחס בשלב התעדוף לרגישות בתי הגידול לאיומים מסוגים שונים</p>	19	
<p><b>כלל השינויים המוצעים התקבלו בגרסה המתקנת של הדו"ח</b></p>	<p>מומלץ לשנות את מטרות השימור כדלהלן:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. הגדרה ברורה יותר של משקלות.</li> <li>2. הגדרת קטגוריה נוספת של מטרות שימור של בתי הגידול ששטחם בין 5%-10% משטח המים הכלכליים</li> <li>3. בית גידול ייחודי מסוג גני ספוגים-לבחון תרחישים של יעדי שימור שונים עבור ההסתברויות הנמוכות של מודל החיזוי.</li> <li>4. הגדלת מטרות שימור של בתי הגידול במדרון היבשת בגלל חשיבותו האקולוגית.</li> <li>5. הפרדת מטרות שימור לבתי הגידול מסוג נביעות מתאן על פי מודל תפוצת המינים ועל פי המודל הפיזי.</li> </ol>	20	
<p>תהליך תכנון השמורות עוצב על פי תהליכי תכנון של אזורי ים עמוק/ ים פתוח במקומות אחרים בעולם, המתאפיינים ככלל בוודאות נמוכה לגבי התפוצה המרחבית של בתי גידול. במיוחד רגישים לתנאי אי וודאות הם תפוצת מינים ויחידות אקולוגיות, הערכת מידת ההשפעה של פעילויות קיימות ועתידיות על בתי הגידול והערכת השפעת שינויים סביבתיים על המערכת האקולוגית. שלבי המיזם ושיטות העבודה שנבחרו לכל שלב עוצבו בין השאר כדי להקטין את אי הוודאות עד כמה שניתן באמצעות הידע והכלים הקיימים המקובלים בעולם ובספרות</p>	<p>בחינת שיטות העבודה בהשוואה לתהליכי תכנון במקומות דומים בעולם והתייחסות לאי וודאות לגבי פריסה מרחבית של בתי גידול בשלב התכנון</p>	21	<p><b>שלבים אחרים של המיזם</b></p>

<p>המדעית העדכנית ביותר (ראו מסמך רקע למיזם<sup>54</sup>).</p> <p>עבור שלב איזור היחידות האקולוגיות בקרקעית נבחרה שיטת הסיווג ההיררכית המאפשרת השלמת פערי מידע באמצעות פנייה לרמה גבוהה יותר. באופן זה, אזורים בהם לא קיים מידע מהימן לגבי תפוצת הרכבים ביולוגים, יכולים להיות מאופיינים על פי משתנים אביוטים ופיזיים בכדי להקטין את אי הוודאות עד כמה שניתן.</p> <p>עבור שלב אפיון תפוצת בתי הגידול הייחודיים בקרקעית, נעשה שימוש במינים אינדיקטורים ובמודלים לתפוצת מינים כפי שמקובל בעולם (ראו נספח למסמך רקע למיזם).</p>		
<p>בעקבות הערות אלו <b>עודכן תהליך המיזם כדי לכלול שלב שבו תתכנס הוועדה המדעית לאחר קבלת תוצרי התכנון</b> כדי לדון באפשרויות להכוונת מאמצי המחקר וגיוס משאבים לצורך השלמת פערי מידע. תוצרים אפשריים של מאמצים אלה ישמשו, בין השאר, לעדכון תכנית השמורות. כמו כן, אנו עומדים בקשר עם מובילי פרויקט EMS FORE<sup>55</sup> בישראל בכדי לנסות ולהכונן מאמצי דיגום לאזורים בהם קיימים פערי מידע שזוהו בעבודה זו לגבי הרכבים ביולוגים באזורים מסוימים.</p>	<p>22 מומלץ לבחון שימוש בתוצרים להכוונת מאמצי ומשאבי מחקר</p> <p>23 מומלץ לבחון שיתוף פעולה אזורי על בסיס התכנית</p> <p>24 הכוונת משאבים למיצי המידע ממקורות קיימים</p>	

**מענה להערות נציגי משרד האנרגיה אשר התקבלו בתאריך 8/8/22 במסמך " מיזם החברה להגנת הטבע - שמורות במים הכלליים - הערות למסמך - ועדה מדעית - יולי 2022"**

כללי:

אנו מודים על ההתייחסות המעמיקה ועל ההערות המפורטות, אנו רואים במשרד האנרגיה ובאנשי המקצוע שלו שותפים חשובים לתהליך ולביקורת העמיתים שלו.

חלק מההערות שהוגשו על ידי משרד האנרגיה מבקשות להטיל ספק בנתונים שנאספו במהלך שנים רבות על ידי צוותי מחקר מגוונים ולמטרות שונות וקוראות לא להתייחס לנתונים אלו מכיוון שלא נאספו כחלק ממאמץ מחקרי מתואם, אחיד, סדור ושיטתי. מובן ומקובל מדעת שניטור ארוך טווח וסקרים שיטתיים הם הדרך הטובה ביותר לאפיין בתי גידול ומערכות אקולוגיות. אולם, מרבית המערכות האקולוגיות על פני כדור הארץ לא נסקרו באופן שיטתי ובמיוחד לא בים העמוק שכמעט ולא נחקר. בכל זאת, תכנון שמירת טבע מקדם הגנה גם על אזורים שלגביהם קיים מידע ממחקרים וסקרים שונים שמצביעים על צורך בהגנה. באופן יחסי לשטחי ים עמוק בעולם, שטח המים הכלכליים של ישראל נסקר, הן באופן שיטתי על ידי חיא"ל והן באופנים אחרים למטרות מחקר ולצרכי התעשייה. אם לא נדע לתכלל את מקורות המידע, נמשיך להתרחק מאפיון מהימן של המערכת האקולוגית בים

<sup>54</sup> תכנית אב לשמורות טבע במים הכלכליים של ישראל בים התיכון- מסמך רקע לגיבוש התכנית, 5/7/22.

<sup>55</sup> <https://www.geomar.de/en/news/article/eastern-mediterranean-sea-as-model-region-to-study-future-changes-in-the-ocean>

העמוק והים הפתוח שלחופי ישראל (בעוד מהלכי הפיתוח ממשיכים באותם אזורים "לא מאופיינים" תוך סיכון למערכות האקולוגיות במרחב). אפיון כזה דרוש באופן מיידי כדי למנוע פגיעה אקוטית של פעילות אנושית בבתי גידול רגישים וכמובן בכדי לתעדף אזורים לשימור ולהגן על המערכות האקולוגיות החיוניות כל כך כדי להתמודד עם משבר המגוון הביולוגי ומשבר האקלים. בכדי להתמודד עם האתגר של תכלול מקורות המידע ולספק אפיון מהימן ככל הניתן של היחידות האקולוגיות בשטח המים הכלכליים, עבודה זו בוצעה ולוותה באופן מקצועי על ידי מיטב החוקרים בארץ, כולל על ידי חוקרים מחיא"ל, אוניברסיטת חיפה, אוניברסיטת תל אביב ומוסדות נוספים, ולרבות ליווי של מומחה חיצוני מחו"ל.

הסקר האסטרטגי שבוצע ביוזמת משרד האנרגיה הינו עבודה חלוצית ופורצת דרך שסיפקה בפעם הראשונה מידע לגבי בתי הגידול בתחום הים התיכון הישראלי של ישראל. התוצרים שהתקבלו מהסקר על עדכונים התקופתיים נועדו לשמש ככלי תומך בקבלת החלטות בנוגע למתן רישיונות לחיפוש והפקה של גז על ידי אפיון אזורים הרגישים לפעילות זו.

לעבודה הנוכחית של אפיון בתי הגידול הבנטיים בשטח המים הכלכליים, במסגרת תכנית האב לשמורות ימיות, מטרה שונה בתכלית – אפיון יחידות אקולוגיות שונות וזיהוי בתי גידול ייחודיים. זאת, על מנת להוות בסיס לזיהוי אזורים הזקוקים להגנה מרחבית על פי עקרונות תכנון שמירת טבע - היקף, ייצוגיות, קישוריות, שפול, הגנה אמיתית וניהול אפקטיבי, וכן על פי עקרון הזהירות המונעת המודגש במיוחד באמנות אזוריות (לדוגמה, אמנת ברצלונה). לצורך כך, אנו רואים לנכון לבצע ניתוח נתונים באופן שונה מזה שנעשה בסא"ס כמו גם לכלול מידע חדש וממקורות נוספים בהם לא נעשה שימוש בסא"ס. חשוב לציין כי בהתאם למטרת עבודה זו נבחרו שיטות הניתוח המקובלות לאפיון יחידות אקולוגיות לצרכי תכנון שמורות.

ואכן, בעוד הסא"ס זיהה חלוקה דלה של מרחב המים הכלכליים לבתי גידול שונים, העבודה הנוכחית מזהה חלוקה משמעותית ליותר מ-20 יחידות אקולוגיות בנטיות.

מכיוון שגם הסא"ס וגם העבודה הנוכחית כוללים תוצרים של אפיון בתי גידול/ יחידות אקולוגיות במרחב המים הכלכליים של ישראל, מתבקש פירוט לגבי מקור ההבדלים המהותיים בין התוצרים. זאת כאמור מתוך הבנה שמטרות העבודות הן שונות בתכלית ולכן אין זה מן הנמנע שהתוצרים יהיו שונים.

**טבלה 1- מקורות משוערים להבדלים בין תוצרי החלוקה לבתי גידול בשטח המים הכלכליים כחלק מהסקר האסטרטגי הסביבתי, לבין החלוקה ליחידות אקולוגיות במסגרת תכנית אב לשמורות במים הכלכליים.**

משמעות	אפיון יחידות אקולוגיות במסגרת תכנית אב לשמורות במים הכלכליים	סקר אסטרטגי סביבתי	תחום הניתוח
הומוגניזציה של היחידות האקולוגיות במים הכלכליים בניתוח שנעשה בסא"ס לעומת דיוק וחידוד ההבדלים בניתוח שהתמקד במים הכלכליים. לפיכך, זוהו בסא"ס 5 בתי גידול בשטח של 22,000 קמ"ר במים הכלכליים, בעוד יותר מ-50 בתי גידול זוהו בסאס בשטח של 4000 ק"מ בלבד.	מים כלכליים של ישראל	מים ריבוניים ומים כלכליים של ישראל	
אפיון בתי הגידול נעשה למטרות שונות ולכן שיטות הסיווג הן שונות. בשיטה ההיררכית ניתן לבחון את החלוקה שלב אחר שלב, כך שאם	שיטת סיווג היררכית המקובלת בעולם לסיווג בתי גידול לצרכי תכנון. באופן ספציפי בחרנו להשתמש	עבור אזורים בהם היה מידע ביוטי מספק, נעשה סיווג באמצעות "גישה ביוטית"	שיטת האפיון לבתי גידול/ יחידות אקולוגיות

<p>עולה פער מידע מסוים ברמות החלוקה הנמוכות, ניתן לפנות לרמת הסיווג הגבוהה יותר בכדי לאפיין תא שטח מסוים לצרכי תכנון ולדייק את מידת הוודאות בו ובשטחים שסביבו.</p>	<p>בשיטה שהוצעה על ידי Last et al. 2010 שפותחה לצרכי תכנון שמורות טבע. על פי שיטה זו, סיווג בתי הגידול נעשה במספר רמות כאשר הסיווג על פי הרכבים ביולוגים הוא הרמה ההיררכית הנמוכה ביותר.</p>	<p>והגדרת בתי גידול נעשתה לפי אחידות הרכב חברת החי. עבור אזורים בהם לא היה מידע ביוטי מספק, נעשה שימוש בסיווג על פי "גישה א-ביוטית" והגדרת בתי הגידול נעשתה על פי מאפייניו הפיזיקליים של השטח</p>	
<p>זיהוי מאפייני הקרקע והמבנים הבתימטריים בקרקעית על ידי Kanari et al. 2020 היווה במידה רבה את הבסיס לחלוקת השטח לדומיינים גיאומורפיים ולביסוס רמת סיווג היררכית חשובה ביותר שידועה כגורם מנבא חזק לחברות ביולוגיות ולכן חלוקה זו היא משמעותית ביותר לאבחנה בין יחידות אקולוגיות שונות בשטח (Last et al. 2010).</p>	<p>ניתוח המידע כלל נתונים מסקרים ומחקרים שנערכו עד שנת 2022. במיוחד בולטות עבודת המחקר שנעשתה על ידי Kanari et al. 2020 וסקרים ומחקרים נוספים שנערכו על ידי חוקרי חיא"ל ותרמו רבות לאפיון החי על המצע.</p>	<p>מתעדכן באופן תקופתי. אולם, ככל הידוע לנו, העדכון אינו כולל ניתוח מחודש על פי גישות הסיווג-הביוטית והא-ביוטית של כלל שטח המים הכלכליים, אלא מתמקדים באזורים ספציפיים עבורם הצטבר מידע חדש ונדרש עדכון.</p>	<p><b>שימוש במידע חדש</b></p>
<p>מינים עם שכיחות יחסית גבוהה יותר, סביר שיהיו גנרליסטיים, בעוד שמינים עם שכיחות יחסית נמוכה יותר סביר שיהיו נדירים/מתמחים ויתרמו יותר להפרדה בין בתי גידול. בנוסף, נראה שיותר סביר שיושטמו מינים אנדמיים או נדירים מאתרים דגומים היטב, כי תהיה להם שכיחות יחסית נמוכה – אבל הם דווקא המינים היחודיים שיייעו להפרדה בין יחידות אקולוגיות, ולא המינים הגנרליסטיים עם התפוצה הרחבה. בתכנון שמירת טבע, התייחסות למינים נדירים ומתמחים (לרבות מינים מעצבי בית גידול וטורפים) היא מהותית ולכן תשומת לב רבה ניתנה לאותם מינים התורמים להפרדה בין ההרכבים הביולוגים.</p>	<p>רשימת הטקסונים מכלל מקורות המידע עברה ניקוי יסודי והשמטה של תצפיות שלגביהן לא ברורות היו שיטת האיסוף, הדיוק המרחבי של התצפית ואיכות ההגדרה הטקסונומית. לאחר ניקוי סט הנתונים, רוב הטקסונים נכללו בניתוח.</p>	<p>הושטמו טקסונים עם שכיחות נמוכה של פחות מ-10 פרטים ועם שכיחות נמוכה <math>F &gt; 0.1</math> בטענה כי אלו חסרי משמעות אקולוגית</p>	<p><b>שימוש בטקסונים עם שכיחות נמוכה</b></p>
<p>ואנחנו עקבנו אחר המלצות Castro-Insua et al. 2018 שמציעים שיטת Ward's D היא יותר הגיונית לאיזור ביולוגי (bioregionalization). שיטה זו מבצעת מינימיזציה לשונות בתוך האשכולות וממקסמת את השונות</p>	<p>נעשה שימוש בשיטת אישכול היררכי מסוג Ward's D</p>	<p>אמנם חסר פירוט בדוח הסא"ס לגבי שיטת האישכול ומדדי ה-Dissimilarity בהם נעשה שימוש עבור האזורים שאופיינו על פי הגישה הביוטית</p>	<p><b>שיטת האישכול (clustering) של טקסונים</b></p>

<p>בין האשכולות, וכך מחלקת את העץ ההיררכי בצורה ששומרת על אחידות בתוך האשכולות. השיטה של group average לעומת זאת ממצעת את המרחקים בין כל זוג תצפיות בכל אשכול ושומרת על קורלציה בין ה-dissimilarities המקוריים למרחקים בין ענפים בעץ. שיטות אלו מייצרות עצים מעט שונים.</p>		<p>(על פי המסמך המפרט את שיטוח ניתוח הנתונים<sup>56</sup>), אך ניתן להבחין מהאיורים כי נעשה שימוש בשיטת אישכול היררכי מסוג group average</p>	
<p>בבחינה של שתי השיטות על אותו סט הנתונים של דיגום חי בתוך המצע שנעשה על ידי חיא"ל (היחיד שאיפשר שימוש מהימן בנתוני שכיחות), לא נמצא הבדל בתוצאות בין שימוש ב-Presence/absence או שכיחות. כלומר- <b>המדדים השונים שנבחרו אינם מסבירים את ההבדל בתוצרי האישכול</b></p>	<p>נעשה שימוש בנתוני presence/pseudo-absence כיוון שנעשה שימוש במידע ממספר מקורות שונים ושנאסף בשיטות שונות. לכן, מדד ה-Dissimilarity שבו נעשה שימוש הוא Simpson's dissimilarity המתעלם משכיחויות ומתחשב רק בשונות שנובעת מהבדלים בהרכב המינים בין חברות</p>	<p>נעשה שימוש בנתוני שכיחות ולכן מדד ה-Dissimilarity שבו נעשה שימוש הוא Bray-Curtis dissimilarity הרגיש לשכיחויות</p>	<p><b>מדד ה-dissimilarity</b></p>

תגובה פרטנית להערות שהתקבלו על פי מספרן בקובץ ההערות " מיזם החברה להגנת הטבע - שמורות במים הכלליים - הערות למסמך - ועדה מדעית - יולי 2022":

מספר הערה	הערה	תגובה להערה
1	<p>"פרק המבוא, עמ' 6, פסקה 3: כותבי הדוח מתבססים על הסקר האסטרטגי שבוצע ופורסם בשנת 2016 וקובעים כי המידע בו חלקי. זו אמירה שאינה מדוייקת שכן, היא מתעלמת מכך שהסאס הוא מסמך נושם ומהעובדה שמפרסום הדוח הראשון בשנת 2016, בעקבות השלמת פערי מידע, השקעה במחקרים וסגירת פערי המידע שאותרו בעת הכנתו בשנת 2016, והומלץ להשלימם, מפת בתי הגידול עודכנה מספר פעמים. יתרה מכך, המידע העדכני זמין באתר המשרד ונכון לכלול את המידע והנתונים שנאספו במהלך השנים האחרונות מאז פרסומו של הדוח הראשון בשנת 2016 בעבודה."</p>	<p>אנו מעריכים מאוד את המאמצים המושקעים על ידי משרד האנרגיה באיסוף מידע ובמחקר בתחום המים הכלכליים של ישראל. מאמצים אלו מסייעים לביסוס מידע שימש לקידום של הגנה מרחבית באופן מושכל. בפסקה האמורה במסמך המדעי שלנו נאמר כי הסא"ס סיפק את תיאור בתי הגידול למטרות קבלת החלטות בנוגע למתן רישיונות אך שהסקר לא נעשה למטרות של תכנון שמורות. אין בכך רמיזה לגבי חלקיות המידע אלא אמירה לגבי המטרות השונות של העבודות. כמו כן, אחת האמירות המרכזיות של הסא"ס הינה שקיימים פערי ידע גבוהים עד גבוהים מאוד בים העמוק ולכן אנו סבורים כי העבודה הנוכחית יכולה לסייע בהשלמה של חלק מפערי ידע אלו. כלל הנתונים הזמינים שצוינו אכן נכללו בניתוח המידע בעבודה זו. באם יתווספו נתונים חדשים, ניתן יהיה לבצע את הניתוח מחדש ולעדכן את התוצרים.</p>
2	<p>"שיטות ואיסוף מידע, עמ' 8" (ההערה המקורית חולקה לסעיפים בכדי לאפשר מענה מסודר):</p>	<p>א. תכלול מקורות מידע נדרש בתכנון שמירת טבע בכלל, ובאופן מיוחד בעבור אזורים בהם מספר</p>

<sup>56</sup> [http://www.ocean.org.il/heb/documents/Vulnerability-IOLR-report-EEZ\\_territorial-21072015red.pdf](http://www.ocean.org.il/heb/documents/Vulnerability-IOLR-report-EEZ_territorial-21072015red.pdf)

<p>הסקרים השיטתיים הוא מצומצם באופן יחסי ושמואפיינים בפוזר כתמי של חברות (בדגש על מינים מתמחים וייחודיים שלהם תפקיד חשוב ביותר במערכות אקולוגיות בים העמוק). ניתוח הנתונים בעבודה זו נעשה בצורה שמרנית ביותר על מנת לבטל השפעה אפשרית של הבדלים בין מקורות מידע שונים ושיטות דיגום שונות (ראו מענה להערה 7 של חברי הוועדה המדעית). חשוב לציין כי במהלך פגישת הוועדה המדעית הומלץ אף להרחיב את מגוון מקורות המידע ולכלול סקרים שנעשו לפני שנים ואשר המידע בהם לא נותח מעולם. כך שההסכמה הרווחת היא שבהחלט רצוי לשלב את כלל מקורות המידע שניתן לאחר בקרת איכות שלהם.</p> <p><b>ב. בגרסה המתוקנת של הדו"ח הטקסט נערך כך שהסיבה לאי שימוש בנתונים מסיבות ביטחוניות תהיה ברורה.</b></p> <p>ג. הגדלת שטח של הניתוח והכללת תחום המים הריבוניים עבור מיזם תכנון שמורות במים הכלכליים אינה נדרשת. במים הריבוניים כבר נעשה תכנון שמורות (במסגרת תכנון מרחבי ימי כולל MSP במסמך המדיניות למרחב הימי). כמו כן, משום שצפיפות הדיגום במים הכלכליים נמוכה בהרבה מאשר במים הריבוניים, ישנה סבירות גבוהה שהמודל יגרום להומוגניזציה של כל שטח המים הכלכליים, בתור אזור יחיד עם מגוון מינים נמוך. כלומר, החלוקה הפנימית בין אתרים במים הכלכליים תתגמד ביחס לחלוקה בין המים הכלכליים למים הריבוניים, ואולי אף בין אזורים שונים בתוך המים הריבוניים. בוועדה המדעית היתה הסכמה רחבה בעניין. יחד עם זאת, <b>הוספנו בפרק הדיון בגרסה המתוקנת של הדו"ח, המלצה לכלול בעדכון העבודה שימוש בתצפיות מקו עומק 100 מ' על מנת לייצג בצורה טובה יותר את הווריאביליות לאורך המדרון.</b> הקישוריות עם תחום המים הריבוניים היא הכרחית כפי שהתברר אף יותר בעקבות מחקרם של Guy-Haim et al. 2022. קישוריות זו תבוא לידי ביטוי בשלבים מאוחרים יותר של המיזם: 1. בתעדוף המרחבי באמצעות המרקסן אשר בו יבחנו תרחישים הכוללים את השמורות במים הריבוניים לעומת תרחישים שאינם כוללים את השמורות, 2. בבחינת תרחישי השימור באמצעות מודל מארג מזון דינמי אשר כולל את רכיבי המערכת האקולוגית הן במים הריבוניים והן במים הכלכליים, 3. בשלב התכנון אשר יתכלל את הממצאים לתכנית מרחבית של שמורות במים הכלכליים אשר מאפשרות קישוריות בין בתי גידול הנמצאים במים הריבוניים.</p>	<p>א. "הנתונים שעליהם העבודה מבוססת, נאספו לאורך תקופה ארוכה מאוד, בשיטות דיגום שונות, מסקרים שונים שבוצעו על ידי מגוון גופים ומטרות שונות. תוצאות הדיגום וניתוח הנתונים מהסקרים השונים גם הן ברמות דיוק שונות ורמות הגדרה שונות".</p> <p>ב. "מצד שני קיים מידע נוסף שאינו כלול בעבודה ואין ציון מפורש שמידע קיים לא נכלל במסגרת העבודה עקב מגבלות שונות".</p> <p>ג. "גבולות המודל המזרחיים הם גבול המים הריבוניים ולא קו החוף, זאת למרות המידע והקישוריות המשמעותיים על בתי הגידול שבמים הריבוניים והקשר והשפעתם על בתי הגידול שבמים הכלכליים, במיוחד במדרון היבשת. "</p> <p>ד. "לא ברור איך המודלים שבהם עושים שימוש בעבודה מאפשרים קבלת תוצאות מהימנות לאור השונות הרבה כמתואר לעיל, ותנאי הסף של המודלים אינם משקפים את התנאים בפועל."</p>
--	--

<p>ד. המודלים בהם נעשה שימוש עברו ולידציה על פי השיטות המתקדמות ביותר כיום לניתוח שונות מרחבית (GDM) וניתוח תפוצת מינים (SDM). השונות המרחבית הנגזרת מהמאפיינים הבתימטריים, מאפייני הסדימנט והתנאים האביוטים (ללא מידע ביולוגי) מצביעה על שונות מובהקת בין אזורים שונים במים הכלכליים וזו אף מתחדדת עם הכללת הנתונים הביולוגיים בניתוח השונות. נתון זה מחזק אף יותר את החלוקה המוצעת ליחידות אקולוגיות. במידה רבה, זהו היתרון הגדול ביותר בשימוש בשיטה היררכית לסיווג אשר מפרטת את האיזור (bioregionalization) לרמות שונות שניתן לבחון בנפרד ולזהות היכן קיימים פערים משמעותיים באפיון ביולוגי. לפיכך, גם אם קיים ספק לגבי האפיון של ההרכבים הביולוגיים מהסיבות שצוינו בהערה, אין בכך כדי לבטל את האיזור המוצע מכיוון שהחלוקה מבוססת במידה רבה על רמות חלוקה שלגביהן לא זוהו פערי מידע משמעותיים.</p> <p>המודלים המתייחסים לתפוצת בתי גידול רגישים על פי תצפיות של מינים אינדיקטורים, מבוססים ברובם על תצפיות של סקרי ומחקרי חיא"ל וגם הם עברו ולידציה על פי השיטות המתקדמות ביותר המקובלות כיום בספרות המדעית ובקרב מקבלי החלטות בעולם (ראו לדוגמה שימוש במודלים לתפוצת מינים שנעשה על ידי <a href="#">NCCOS</a> עבור <a href="#">BOEM בארצות הברית</a><sup>57</sup>).</p>		
<p>העבודה הנוכחית בנויה באופן פתוח לעדכון. מלבד נתונים ממחקרי הפורמניפירה אשר אומצו באופן מלא בצורתם המעובדת (Hyams-Kaphzan et al. 2018), לא זיהינו מידע זמין נוסף שבו לא נעשה שימוש, ובמיוחד לא לגבי נתוני חי בתוך המצע. נשמח לקבל נתונים נוספים בצורתם הגולמית ולכלול אותם בניתוח. לגבי אזכור הסיבה לאי יכולת להשתמש בנתונים קיימים בשל מגבלות שונות- ראו תגובה להערה 2- <a href="#">הטקסט מעל הטבלה נערך מחדש בעקבות ההערה</a>.</p>	<p>3 "טבלה 1, עמ' 9 שורה 3: ראו הערה לפרק מבוא – בהתאם למתואר, בסיס המידע שמצוטט מתוך מחקרי חיא"ל והסקר האסטרטגי חסר שכן אינו מתייחס לעדכונים שבוצעו לאחר פרסום הסאס בשנת 2016 ומהווים חלק מהסא"ס וממחקרי השלמת פערי הידע של הסאס שבוצעו במימון משרד האנרגיה ואחרים. כאלו הם מחקרי הפורמניפירה ומחקרי חי תוך המצע המהווים המשך ישיר והשלמת המידע עבור בתי הגידול העמוקים בסאס. בנוסף קיימים נתונים ומידע קיימים נוספים שלא נכללים בעבודה בשל מגבלות שונות. חשוב לציין זאת לשקף את נכון את מסד הנתונים שעליו העבודה מתבססת."</p>	<p>3</p>
<p>המפה כוללת את כל מקורות המידע בהם נעשה שימוש. אכן, הסא"ס תרם להרבה מנקודות אלו. <a href="#">הוספנו בתיאור האיור דוגמה למקורות המידע</a> אך אין זו אותה מפה ולכן אין מקום לצטט את עבודת חוקרי חיא"ל כאן. לגבי מאמץ הדיגום – ראו איור A10 המדגיש את הנושא וכן את ניתוח מידת הוודאות (טבלה 11, איור A9) ואת המענה להערה מספר 6 של חברי הועדה המדעית.</p>	<p>4 "איור 3, נקודות הדיגום במים הכלכליים, עמ' 10: המפה מבוססת בעיקר על נקודות הדיגום שמופן במהלך הכנת הסא"ס שהוכנה על ידי חוקרי חיא"ל. מן הראוי שהדבר יבוטא במסגרת כללי הציטוט המקובלים. בנוסף, חשוב שמפת מאמץ הדיגום תשוקף בתוצאות ובניתוח שמוצגים לנושאים השונים בעבודה."</p>	<p>4</p>
<p><a href="#">מקבלים את ההערה. הטקסט נערך בגרסה המתוקנת של בדו"ח כדי להבהיר נקודה זו</a>. כמו כן, נציין שמן הראוי</p>	<p>5 "מידע בתימטרי, עמ' 11-12: המידע המוצג מבוסס על המידע הזמין המפורט ביותר. יחד עם זאת, חסר איזכור של מיפוי בתימטרי אשר בוצע על ידי</p>	<p>5</p>

<sup>57</sup> <https://coastalscience.noaa.gov/project/predicting-and-characterizing-deep-sea-coral-habitats-within-the-papahānaumokuākea-marine-national-monument/>



<p>שמידע ממשלתי זה יהיה זמין עבור חוקרים ועבור הציבור.</p>	<p>חיא"ל בשנת 2017, כחלק מהשלמת פערי המידע שזוהו בסא"ס. גם אם המידע אינו זמין לעורכי העבודה, חשוב לציין כי המידע קיים אך אינו זמין."</p>	
<p>אין בטקסט האמור התייחסות לאפיון בתי הגידול של הסא"ס אלא אך ורק למאפיינים הפיזיקאליים של עמודת המים אשר תוארו על ידי חיא"ל<sup>58</sup>. <b>ערכנו את הטקסט כדי להבהיר את נקודה זו.</b></p>	<p>6 "קריטריון עומק, עמ' 13: הציטוט אינו נכון, בסא"ס בתי הגידול צמודי הקרקעית אופיינו על בסיס מתודולוגיה מובנת, המתוארת בסא"ס בפירוט (אופי המצע, פילוג גודל חלקיקים, שיפועים, אנליזת דמיון של החי תוך מצע שנדגם במסגרת סקר הרקע - רשימה חלקית) ולא לפי עומקי המים. עומק המים לא היה קריטריון. אתרי מצע קשה הוגדרו לפי המידע הגיאומורפולוגי - בתימטריה סונאר רב אלומות ונגזרותיה (מפת החזרים, מפת שיפועים). כאשר היו זמינים, ממצאי הפאונה שנצפו הוספו גם הם, עד וכולל מדף היבשת בין העומקים 200 ועד סוף המדרון (ראו מפת בתי הגידול בסא"ס בין עומקים 100,1-1000,1 מטר). בים העמוק, בתי גידול במצע רך הוגדרו באמצעות אנליזת דמיון של חי תוך מצע. בבתיאל, כל אתרי המצע הקשה במרחב העמוק, זוהו על ידי, ROV ובתי הגידול במצע הרך זוהו באמצעות אנליזת דמיון של חי תוך מצע שנדגם במסגרת סקר הרקע et al. 2017 "Lubinevsky"</p>	6
<p>במהותה של שיטת הסיווג ההיררכית שאומצה מ- Last et al. 2010, החלוקה לביוטופים ולחברות ביולוגיות נעשית ברמות היררכיות נמוכות יותר מהרמה של הגיאומורפולוגיה. לפיכך, ברמת הסיווג של היחידות הגיאומורפיות בהחלט יתכן שיהיה מצע מסוגים שונים. ברמות ההיררכיות הנמוכות יותר, כבר צריכה להיעשות הפרדה. לשם דוגמה, ביחידה של מדבר צחיח קיצון בדרום הנגב יש אזורים שרמת המשקעים בהם נמוכה מערך סף מסוים, ובתוכה יש תת חלוקות על בסיס המסלע או על בסיס רמות היררכיה נמוכות יותר אחרות. באופן ספציפי לגבי סלע, החלוקה נעשתה בשלב אפיון בתי הגידול הייחודיים במרחב, שכן יש מעט מאוד מצע סלעי בשטח ולכן לא ניתן היה להתייחס לנקודות אלו כבתי גידול מייצגים בפני עצמם, אלא כאינדיקציה לבתי גידול ייחודיים המקוונים בתוך בתי גידול מייצגים.</p>	<p>7 "מפה גאומורפולוגית, עמ' 14: המפה משמשת בסיס לחלוקת הקרקעית לאזורים בעלי מורפולוגיית קרקעית עם אפיונים ייחודיים. יחד עם זאת לא נמצאה ההתייחסות להפרדה בין אזורי סלע למצע רך (להוציא במידה מסוימת בגלישת פלמחים). אזורי סלע, אפילו ללא אפיון הביטה, מאכלסים חברות חי שונות מאלה של סביבתן הסדימנטרית והערבוב של אזורי סלע ומצע רך וגם ריבועי שכבת בתי הגידול שחלקם כולל סלע וסדימנט רך גורמים להגדרה לא מדויקת של בתי גידול (ראו הרחבה בהערה 8 להלן). כמו כן האם יש ראייה כלשהי לכך שגלי החול הגדולים בצפון גורמים לשינויי כלשהו במבנה חברת בעלי החיים לעומת אזורים בעלי מצע רך דומה שאינו מסודר בגלים?"</p>	7
<p>א. ניתוח השונות בין החברות נעשה לאחר שסט הנתונים עבר ניקוי כדי שאפשר יהיה להשתמש בנתונים של טקסונים שהוגדרו לאותה רמה טקסונומית (לגבי ניקוי סט הנתונים ראה מענה לסעיף ג בהערה זו- הערה מספר 8). כמו כן, נקטנו בגישה שמרנית כדי למנוע כפילויות- איחדנו מספר טקסונים שונים לרמה הטקסונומית מעליהם כדי לתעדף את רמת הזיהוי הפחות פרטנית במקרים בהם רמת הזיהוי היותר פרטנית לא אפשרית (בתור דוגמה מופשטת- אם</p>	<p>8 "קיבוץ ביולוגי (תבנית תפוצה של טקסונים, בתי גידול מייצגים ובתי גידול ייחודיים), עמ' 15-20" (ההערה המקורית חולקה לסעיפים בכדי לאפשר מענה מסודר):</p> <p>א. "חלוקת המרחב הימי למלבנים שאורכם ורוחבם עשירית מעלה גאוגרפית, כלומר 12.11 ק"מ (בין שני קווי רוחב 56.5 X) ק"מ) כנ"ל, אורך, או בחלוקה אחרת כפי שבפועל הוצגה למשבצות של 2 X2 ק"מ, והשוואת קבוצות החי נעשית בין הריבועים</p>	8

<sup>58</sup> [https://www.gov.il/BlobFolder/guide/enviromental\\_info/he/chapter2\\_ocean.pdf](https://www.gov.il/BlobFolder/guide/enviromental_info/he/chapter2_ocean.pdf)

<p>באתר אחד יש דיווח על אריה, באתר אחר דיווח על נמר, ובאתר שלישי דיווח על נמר וחתול בלתי מזהה, התייחסו לכל התצפיות השונות בתור חתול בלתי מזהה - כך שברשימת המינים של כל אחד משלושת האתרים יש חתול בבלתי מזהה אחד).</p> <p>לבסוף נעשה ניתוח של מידת הוודאות של ההרכבים הביולוגים אשר התייחס בין השאר הן למאמץ הדיגום והן לרמת הזיהוי הטקסונומי (זאת בנוסף לשלושה מדדים המתייחסים ליחודיות והרכב המינים בכל הרכב ביולוגי). <b>הרחבנו בגרסה המתוקנת של הדו"ח את ההסבר לגבי ניקוי הנתונים והאמצעים שנקטנו כדי להימנע מהטיות שעלולות להיגרם מהסיבות שצינו בהערה.</b> בניתוח מידע מרחבי נדרש שימוש ביחידות תכנון בגודל זהה. בחירת גודל היחידות נובע משיקולים רבים אך באופן רחב הוא שרירותי ויש לבחון את טיב הגודל בכל ניתוח. כך, בניתוח ההרכבים הביולוגים נעשה שימוש בגריד של <math>0.1 \times 0.1</math> מעלה כדי לספק כיסוי מרחבי רחב יותר (מכיוון שהדיגום הוא ספורדי, לרוב נקודתי ועם אזורים עצומים שלא נסקרו) מבלי לאבד יותר מדי רזולוציה מרחבית של הדיגום בהנחה שגודל התא הוא מספיק קטן כדי לייצג המשכיות בהרכב ביולוגי. בניתוח ה-GDM שבו בחנו את מידת ה-dissimilarity בשטח על פי משתנים של סדימנט, בתמיטריה ומשתנים אביוטים נוספים (טמפרטורה, חמצן, מליחות, נוטריאנטים) וביחס להרכבים הביולוגים, נעשה שימוש ביחידות הגריד שהוא ברירת המחדל של ניתוח המידע (ובהמשך גם של המרקסן ומודל מארג המזון) של <math>2 \times 2</math> ק"מ כדי להבטיח שהגדלת שטח הכיסוי לא יגרום להטיה של תוצאות המודל. גבולות היחידות האקולוגיות יכולות לעבור דיוק בהתאם לממצאים חדשים והצעות פרטניות מבוססות מידע. <b>שינוי הגבולות אינו צפוי להשפיע באופן משמעותי על תעדוף השטחים לשימור שבו יש מידת גמישות לגבולות אלו</b> (יפורט בהמשך בהתייחסות להערות הנוגעות לקביעת מטרות השימור).</p> <p>ב. <b>מספר הטקסונים והתצפיות בהם נעשה שימוש מפורט בפרק השיטות בעמודים 8-9, 15 ובנוסף הגרסה המתוקנת של הדו"ח כוללת את רשימת כל הטקסונים שבהם נעשה שימוש כולל מקורות המידע, שיטת הדיגום והמיקום המרחבי.</b></p> <p>ג. ניתוח הנתונים מתבסס על תצפיות של בעלי חיים בנטוניים ואינפאונה (ללא שימוש בבעלי חיים פלאגיים הנחשבים פחות אינפורמטיבים לסיווג בתי גידול בנטיים (Last et al. 2010, Harris 2020)). תצפיות שבהן ההגדרה הטקסונומית נעשתה ברמה גבוהה כמו מערכה ומחלקה לא נכללו בניתוח, כמו גם תצפיות ששיטת הדיגום או הדיוק המרחבי שלהן אינו ברור. לאחר ניקוי סט הנתונים שנעשה על פי קריטריונים אלו ועל פי הערכת מומחה בגישה</p>	<p>השונים בניסיון לזהות רבועים דומים ולקבץ אותם לקבוצות חי אחידות יחסית. הניתוח שבוצע הוא על פניו אלגנטי, כלומר תיעוד ניטרלי של כל מה שיש ואנליזה כמותית של הבדלים בין רבועים שנקבעו רנדומלית. אולם, הנתונים הוכנסו למפה על בסיס נוכחות או העדר בלבד, ללא אבחנה בין שיטות הדיגום ורלבנטיות קבוצות החי ליצירת הבדלים. לדוגמה, אזורי דיגום של חברות הגז בשדות תמר ולויתן התקבלו כשונות משמעותית מאזורי דיגום אחרים שבוצעו על ידי גופים אחרים. סביר מאד להניח שזה עניין של מאמץ דיגום, זיהוי ורמה טקסונומית ולא הבדלים אמיתיים. למשל חיא"ל לרוב מזהים לרמת המין או קרוב לכך ושברון מזהים לרמות סוג ומשפחה (ייתכן וקיבוץ טקסונים לרמת משפחה ייתן מידע אמין יותר, ועדיין בר שימוש להפרדה לאזורים). ההבדל במאמץ הדיגום וברמת הזיהוי יוצר הבדלים חדים במקומות שהבדלים אלו אינם קיימים. לא ברור האם נכללו שיקולים נוספים בהקשר למשמעות סטטיסטית של הדיגום ולאיכות ההגדרה."</p>	
--	--	--

<p>שמרנית (לדוגמה, זיהוי טקסונומי של מינים שלא מוכרים מהאזור הוטל בספק ולכן לא נכלל), כל התצפיות קיבלו משקל שווה מכיוון שלא היה בידינו מידע מהימן שיכול היה לתרום למתן משקל שונה לתצפיות שונות.</p>	<p>ב. "בנוסף, חסר פירוט או הסבר שיאפשר להבין כמה מן הנתונים הקיימים אכן הוכנסו. יש לפתוח את כל המידע שנעשה בו שימוש ב repository data פתוח לציבור (access open)"</p> <p>ג. "לא ברור האם הממצאים מבוססי תצפית, איכות הגדרה, בסיס המידע של התצפיות השונות, אבחנה בין קבוצות חי רלוונטיות לשאינן כאלה, קיבלו משקל כבד יותר או שכל תצפית קבלה את אותו המשקל? ומה השיקולים מאחורי כל אלו. כמו כן, על פניו, המלבנים הגדולים יחסית שנבחרו, יוצרים אי דיוקים בהגדרת גבולות בתי הגידול"</p>	
<p>כאמור, ניתוח זה נעשה עבור אותה רמה טקסונומית. ההעדפה היתה לעבודה ברמת המין. אולם, אם במסד הנתונים היו טקסונים שהוגדרו פעם לרמת המין ופעם לרמת הסוג, ערכנו בדיקה של מספר הדגימות שעבורן יש הגדרה לכל רמה. באם מספר הדגימות שבהן ההגדרה היתה לרמת הסוג בלבד היה נמוך (1-2 דגימות), השמטנו דגימות אלו מהניתוח (שמרנו על רזולוציה טקסונומית אך איבדנו דיוק גיאוגרפי). באם המספר היה גבוה, איחדנו את כל הטקסונים לטקסון יחיד ברמת הסוג (איבדנו רזולוציה טקסונומית אך שמרנו על דיוק גיאוגרפי). <b>ערכנו את הטקסט בדו"ח המתקן כדי להבהיר נקודה זו.</b></p>	<p>9 "פגיעות תפקודית vulnerability Functional - סע' 3, עמ' 16: כמו בקבוצות בסעיף הקודם גם בקבוצות הפונקציונליות, אם היא"ל מדווחים ברמת המין אז יהיה מגוון פונקציונלי רב ואם שברון לא אז המגוון שם יהיה נמוך יותר, והכול בגלל טיב הזיהוי וללא קשר למציאות בשטח. ולהפך, אם מאמץ הדיגום של שברון גדול מאד, ייתכן ויזהו הרבה יותר קבוצות טקסונומיות נדירות ואז לכאורה יהיה יותר מגוון. יש לבחון האם התוצאות על בסיס עבודת חיאל והניטור הלאומי או כוללות גם עבודות של חברות הגז."</p>	
<p>א. אנחנו מודעים לעדכון שנעשה בסא"ס, אולם, חלק זה מבוסס על מידול סביבות שונות בקרקעית ותפוצתן הפוטנציאלית כדי לבחון קשר אפשרי בינן לבית משתנים סביבתיים שונים שנדגמו כולם באופן חלקי בלבד. לפיכך, במקרה זה, לא ניתן להשתמש בפוליגונים הרחבים שתוארו בסא"ס. לכן, השתמשנו בשיטות מיפוי סטנדרטיות לניתוח המרחבי של תפוצת הנביעות.</p> <p>ב. המודל שבו נעשה שימוש באזור הפרעת פלמחים מתואר בפירוט ב- Makovsky et al. 2019. האבעבועים בדרום מופו על בסיס תצפיות (הנקודות עצמן ולא פוליגונים כלליים) בשקלול הודאות המוערכת של התצפית. המפה עברה אינטרפולציה בהנחה שיש יותר אבעבועים</p>	<p>10 "השתרעות של אבעבועים ובתי גידול סלעים, עמ' 20-21:</p> <p>א. סעיף 1. אזורים אלו הוגדרו בעדכון הסאס האחרון וניתן להשתמש בזה.</p> <p>ב. סעיף 2. לא ברור מה השיקולים מאחורי התנאים של המודל המתואר ומדוע השתמשו במודל.</p>	

<p>במקומות שבהם נצפו אבעבועים. יתכן כי הנחה זו אינה מדוייקת, אך היא ההנחה הסבירה היחידה הזמינה עבורנו בהינתן הידע הקיים. מצפון להפרעת פלמחים, עולה ממחקרנו על האבעבועים, כי יש קשר בין post-Messinian faulting לבין היווצרות אבעבועים (כפי שאושר והוצג על ידי ד"ר מקובסקי בוועידת Haufa GIMS-14 ב-2018). לכן, שקללנו את ממצא זה לניתוח כפי שבוצע בדרום כדי למדל את התפוצה האפשרית של אבעבועים באזורים שבהם עדיין לא נסקרו. התוצאות תואמות את תוצאות סקרי הקרקעית שנעשו לאורך השנים באזור.</p> <p>אנו מציינים כי בסא"ס לא נעשתה הערכה דומה של האבעבועים שמופו, אלא רק נתחם האזור שבו נצפו במקרה האבעבועים. דבר זה הוא שווה ערך להנחה כי אבעבועים לא קיימים במקומות בהם לא בוצעו סקרים – הנחה אותה אנו מקווים לשפר בעבודה הנוכחית.</p> <p>ג. על פי הספרות המדעית, International Seabed Authority<sup>59</sup> וה-IUCN<sup>60</sup>, אבעבועים בפני עצמם מהווים אינדיקציה לקיום מערכת אקולוגית כימוסינטטיות (ראו הרחבה במסמך הרקע למיזם אשר נשלח אליכם וצורף גם כנספח לדו"ח המדעי). זאת, ללא הכרח להמצאות תולעים כימוסינטטיות בסביבת האבעבועים שכן הגז הנפלט מנוצל על ידי חיידקים כימוסינטטים המסוגלים לייצר מצע בקטריאלי (microbial mat) המשמש כמזון לחסרי חוליות. חיידקים אלו יכולים גם לחיות בסימביוזה עם יצורים אחרים שאינם תולעים, כגון צדפות. בנוסף, מערכת זו יכולה להיות דינמית בזמן ובמרחב ולכן על פי עקרון הזהירות המונעת אין להניח כי דיגום בנקודת זמן אחת מייצג את הדינמיקה של המערכת ואת העדרה הודאי של ביטה על פני ציר הזמן העתידי. לכן, נוכחות התולעים בהחלט מחזקת את ההבחנה להמצאות מערכת אקולוגית כימוסינטטית אך היעדר התולעים לא מעיד על היעדר מערכת כזו, שהיקפה יכול לנוע בין מאות לאלפי מטרים מסביב לאזור הנביעה (ראו Cordes et al. 2021<sup>61</sup>).</p>	<p>ג. סעיף 3. בהתאם לסקר ויזואלי שבוצע בסמוך לתוואי צנרת לווייתן, עולה כי רק בכ-20% מהאבעבועים (במצע רך) נצפו אוכלוסיות כימו-סינתטיות. בעוד שבכ-80% מהם לא נצפתה פעילות ביוטית כלשהיא. בית גידול זה, מתואר באופן אחיד והאבחנה בין אבעבועים המכילים אוכלוסיות כמו-סינתטיות לאלה שלא, לא נמצאה בתיאור בית הגידול. משרד האנרגיה ממתין להגשת דו"ח בנושא כדי לכנס ועדת מומחים שתבחן את ההתייחסות לאבעבועים כבית גידול ולהגדרת רגישותו לחיפוש ולהפקה של</p>
--	---

<sup>59</sup> <https://www.isa.org.jm/documents/environmental-management-deep-sea-chemosynthetic-ecosystems-justification-and>

<sup>60</sup> <https://uicnmed.org/docs/mediterraneandeepsea.pdf>

<sup>61</sup>

[https://www.researchgate.net/publication/356666281\\_Redefining\\_the\\_Influence\\_of\\_Chemosynthetic\\_Ecosystems\\_for\\_Effective\\_Management\\_DOSI\\_POLICY\\_BRIEF](https://www.researchgate.net/publication/356666281_Redefining_the_Influence_of_Chemosynthetic_Ecosystems_for_Effective_Management_DOSI_POLICY_BRIEF)

	נפט וגז טבעי. ההערה נכונה גם למפה 21 אבטובעים ובתי גידול סלעיים, עמ' 41.	
11	"תוצאות, גלי סדימנט, עמ' 21: ראו הערה 7 לעיל האם גלים כה רחבים משנים במשהו את חברת החי".	ראו מענה להערה 7- בשיטת הסיווג ההיררכית, הרמה של הגיאומורפולוגיה לא מוכתבת על ידי תפוצת הפאונה אלא על ידי מאפיינים גיאומורפים. אזור גלי הסדימנט לא נחקר רבות ולכן הבנתנו את האזור הינה מוגבלת. יחד עם זאת, <b>מספר מחקרים מציעים כי יתכן ובאזור תנאים סביבתיים ייחודיים</b> . (Schattner et al. (2015,2020) הציעו כי גלי הסדימנט נוצרים כאשר ה- Levant Jet System מסיעה חומר משולי האגן. Alkalay et al. (2020) מציגים עדות לכך ששטף חלקיקים משולי האגן חמגיע לאותו האזור. <b>מחקרים אלו הובילו אותנו להנחה כי אזור זה יכול להיות קשור עם תנאים סביבתיים ייחודיים ולכן גם להשפיע על הביולוגיה. אנו מדגישים כי הניתוח של המידע הביולוגי מיוצג בדומיינים הגיאומורפים על פי עקרון השיטה ההיררכית של סיווג היחידות האקולוגיות.</b>
12	"איור 9, עמ' 23: בעמ' 14 מציינים כי נתוני פילוג גודל חלקיקים אומץ מאליישיב וכרובי (2016). המידע הזה, איננו מופיע בכותרת האיור או בהסבר לו."	<b>הוספנו קרדיט בתיאור התרשים.</b>
13	"איור 12. ניתן לראות שבתי הגידול אינם עוקבים אחר הגיאומורפולוגיה שציינתם. האם אם כך הגיאומורפולוגיה רלוונטית? לדוגמה אם אזור הספוגים נמצא גם ב plain deep וגם ב - $\alpha$ sediment waves למה זה שני אזורים נפרדים? האם יש עדויות ביולוגיות לכך שזה שני אזורים נפרדים, האם הגנה עליהם בנפרד תיתן תועלת לטקסון כלשהו?"	כאמור, שיטת הסיווג ההיררכית ליחידות אקולוגיות, היא דרך שיטתית לייצג את הקשר שבין התשתית הפיזית של בית הגידול ובין מאפייניו הביולוגיים. <b>על פי השיטה ההיררכית, בהחלט יתכן שהרכב ביולוגי מסוים מתקיים ביותר מיחידה אקולוגית בודדת</b> (למשל כפי שסוואנות שיטים מתקיימות גם במדבר צחיח קיצון וגם באזורים צפוניים יותר, כאשר ברור שהמאפיינים וההרכב הפרטני של האקולוגיה בכל אזור היא שונה כתלות במשקעים ומסלע). שימוש בשיטה זו מאפשר גמישות במצבים שבהם חסר מידע עבור אחת מהרמות ההיררכיות. ככל שיצטבר מידע נוסף, נוכל להבין יותר לעומק את הדימוין או השונות שבין החברות המאפיינות כל יחידה אקולוגית ובהתאם החלוקה ליחידות תוכל להתעדכן. מבחינת הגנה מרחבית, <b>על פי עקרון הייצוגיות בתכנון שמורות, יש לתעדף הגנה על נתח מכל יחידה אקולוגית</b> מתוך הנחה שיש לשמור על מגוון גדול ככל הניתן. בנוסף, על פי עקרון השכפול, יש לתעדף שימור של אותו הרכב ביולוגי ביחידות אקולוגיות שונות. כך שבכל מקרה, הגנה על כל אזור בנפרד צפויה להביא לתועלת למגוון בתי הגידול.
14	"סעיף 4, ספוגים מצע רך, עמ' 32: לא ברור על איזה ממצאים ומה רמת אמינותם שעל פיהם בית גידול זה סומן. בדיון שהתקיים בועדה המדעית, נאמר שסימון בתי הגידול מבוסס על ממצאים משני קווי גרירה ממחקר של ד"ר בלה גליל שנעשו לפני כ-30 שנים במסגרת מחקר שבחן את השפעת הטלת אפר פחם בשני אתרי הטלה. דוגמא זו	מקור הנתונים לנוכחות הספוגים הוא <sup>62</sup> llan et al. 2003. מחקר זה כלל הגדרה טקסונומית מדוקדקת ודיוק מרחבי של אזורי הדיגום. חשוב ביותר לציין כי הספוגים עלו בעת גרירת רשת פלנקטון בגודל 0.5 מ"מ על הקרקע שהיא אינה שיטת סקר מקובלת. <b>המאמר מציין בפירוש כי הספוגים לא עלו בגרירה של רשתות גדולות יותר, כך שסביר כי ספוגים אלו לא נצפו מכיוון שהשטח לא</b>

<sup>62</sup> <https://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00785236.2003.10409511>

<p><b>נדגם בצורה זהה מאז, ולא נסקר באמצעות וידאו עד כמה שידוע לנו.</b> פנינו למעבדה המבצעת את סקרי חסרי החוליות באזור כדי להבהיר את הנקודה ואכן מסתבר כי שיטת הדיגום בה נעשה שימוש בשנים האחרונות אינה זהה לזו שבה השתמשו במחקר הנ"ל (בלה גליל, מידע בעל פה 2022). במידה וידוע על נתונים מסרטי וידאו מהאזור, נשמח לנתח אותם.</p> <p>בנוסף לכך, מכיוון שההנחה היא שספוגים של מצע רך הם מין מהנדס סביבה, נצפה שחברת החי באזור תהיה שונה מאזורים בהם אין ספוגים. לכן, הרצנו מחדש את ניתוח האישכול מבלי לכלול את מיני הספוגים שנצפו: התקבלה תמונה זהה לתמונה שהתקבלה באנליזה שכללה את הספוגים - הן באורדינציה של הקלאסטרינג והן במפת הקלאסטרים (ראו נספח 3).</p> <p>בעקבות הערות הועדה לגבי מטרות השימור של בית גידול זה שהוגדרו על בסיס מודל תפוצת המינים (SDM) למין <i>Rhizaxinella shikmonae</i>, נבחן תרחיש באמצעות כלי התעדוף מרקסן שבו כל השטח עם ההסתברות הנמוכה לא מהווה יעד לשימור כלל, כך שחברי הוועדה יוכלו להשוות בין התוצרים ולהמליץ על יעד.</p>	<p>ממחישה את האמור בהערות הכלליות בנוגע למגוון השיטות ולפרק הזמן הארוך של הנתונים, שאולי לא רלוונטיים לזמנינו, שהוזנו למודל. כמו כן, חוקר חיא"ל ד"ר ניר שטרן שנכח בדיון, ציין כי בגרירות אותן הוא ביצע ב-10 השנים האחרונות באותם איזורים ועם אותו סוג של רשת, אין ממצאים המעידים על המצאות ספוגים במצע הרך. הדבר גם בא לידי ביטוי בניקוד הנמוך של ודאות שאותו מרחב קיבל במודל (טבלה 11, עמ' ). כיוון שרמת הוודאות של רוב רובו של השטח, כפי שהוצג בדיון – כ-12% מהמרחב הימי של ישראל נמוכה ביותר (3.0 בסולם הערכים שבין 0 ל-1) אין זה סביר לקבוע שימור ברמה המוצעת של מרחב כה גדול."</p>
<p>על פי שיטת הסיווג שאנו מציעים, מישור הבתיאל אינו אחיד וכולל 4 דומיינים גיאומורפיים שונים (נקראים בדו"ח Deep plain, Main deep sea fan, sediment waves, Southern deep sea fan). <b>באם ההערה מתייחסת רק לדומיין הנקרא Main deep sea fan, אנחנו בהחלט מסכימים</b>, רשמנו זאת בדו"ח וגם העלנו זאת בוועדה- תוצאות ה-GDM תומכות גם הן בכך <b>שההרכב הביולוגי שנמצא בדומיין הזה, לא שונה מסביבתו</b>. יחד עם זאת, ציינו כי אין לנו מספיק נתונים משאר השטח כדי לחזק את ההשערה הזאת ולכן <b>השארנו את החלוקה כפי שהיא והצענו מטרות שימור נמוכות ליחידות אקולוגיות אלו.</b></p>	<p>15 "סעיף 4, מישור הבתיאל, מפה 18, עמ' 33-34: האזורים המסומנים הם אזורי הדיגום שבוצעו במסגרת סקרי הרקע של שדות תמר ולוויתן. לא ברורה המשמעות של סימון בית גידול נפרד בשל ביצוע דיגום אינטנסיבי במרחב מסויים. יש לציין כי בהתאם לממצאי סקר הרקע שבוצע על ידי חיא"ל ותוכנן לזיהוי בתי הגידול השונים במרחב הימי של ישראל, הממצאים הראו כי מישור הבתיאל מהווה בית גידול אחיד המאופיין במצע רך עם כיתמיות. גם ממצאי סקרי הרקע האחרים שבוצעו במרחב זה הצביעו על כך. אנו סבורים כי אין לייחד אזורים אלו משאר הבתיאל."</p>
<p>בהחלט נשמח לעדכן את הסיווג באמצעות כל מידע שיהפוך זמין ובמיוחד עבור בתי גידול ייחודיים.</p>	<p>16 "מפה 21 נביעות גז אבעבועים ובתי גידול סלעיים, עמ' 41: ראו הערה 910."</p>
<p>ההערה יוצאת כנגד שיטת הסיווג ההיררכי שהיא השיטה המקובלת ביותר בעולם לסיווג בתי גידול. בסא"ס נכתב כי הגדרת בית הגידול תואמת להגדרת בתי גידול של EUNIS שהיא השיטה האירופאית והיא בעצמה שיטת סיווג היררכית כך שלא ברור מדוע הקשר שבין התשתית הפיזית והביטה מוטל כאן בספק. <b>השיטות הנפוצות ביותר בעולם לסיווג בתי גידול הן שיטות היררכיות, כמו למשל באירופה<sup>63</sup>, בארה"ב<sup>64</sup>, בקנדה<sup>65</sup>, ובאוסטרליה<sup>66</sup> ולכן גם בעבודה זו נבחרה שיטת סיווג</b></p>	<p>17 "דיון: פסקה שניה, לא הוכח כי יש מגוון גבוה יותר ממה שהודגם במחקרים קודמים. יש יותר מדי אי וודאות ונתונים ושיטות לא אחידים כדי לקבוע דבר שכזה. יש להסתכל בנתונים הבינטיים הרלוונטיים ולהחליט איזה אזורים שונים, וניתן גם להחליט כי שומרים על אזורים גיאומורפולוגיים שונים. אבל להחליט כי הביטה שונה באזורים גיאומורפולוגיים שונים ולא לבסס אמירות אלה זו טעות לדעתנו"</p>

<sup>63</sup> <https://eunis.eea.europa.eu/habitats.jsp>

<sup>64</sup> <https://iocm.noaa.gov/standards/cmecs-home.html>

<sup>65</sup> <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/aqc.525>

<sup>66</sup> <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320710001515>

<p>היררכית. לגבי מהימנות הנתונים, ראו מענה להערות 2 + 8.</p>	
<p>כאמור, על פי שיטת הסיווג ההיררכי, בהיעדר מידע ברמה מסויימת ניתן לפנות לרמה הגבוהה יותר לצורך הסיווג. על מנת לשפוך אור על השוני בין האזורים וההרכבים הביולוגים, השתמשנו ב- General dissimilarity model (GDM) ושם אנחנו יכולים להבחין יותר טוב אילו אזורים צפויים להיות שונים מסביבתם. ברוב המקרים- אין לנו מספיק מידע ביולוגי כדי לתמך באיחוד ואז מעצם עיקרון הזהירות המונעת, עדיף לסווג אזורים אלו כנפרדים. להבדיל, יש אזורים שה-GDM הראה שהם שונים כמו בקצה הצפון מערבי של השטח, איך אין לנו משם שום מידע ביולוגי שיכול לתמוך בהפרדה של האזור מסביבתו ולכן לא הפרדנו אותו. במקרה של הדומיין שנקרא Main deep sea fan וההרכבים הביולוגים שנמצאו בו- אנחנו גם כן סבורים שהם לא נבדלים מסביבתם אך אנחנו נצמדים לשיטת הסיווג. יחד עם זאת, <b>הגדרנו מטרות שימור נמוכות ליחידות אקולוגיות אלו מתוך הנחה שהן באמת דומות.</b></p>	<p>18 "מפות סופיות, כל האזורים שרשום שלא ידוע, מדוע אם ככה אלו אזורים שונים מסביבתם?"</p>
<p>ראו מענה להערה 18+15 – גם אנחנו סבורים שההרכבים לא שונים מסביבתם בדומיין זה ולכן הוגדרו מטרות שימור נמוכות ליחידות אקולוגיות אלו.</p>	<p>19 "מפות סופיות אזורי תמר ולויתן לא צריכים להיות שונים מהבתיאל מסביבם."</p>
<p>ההרכב הביולוגי של גני הספוגים נמצא בשלושה דומיינים גיאומורפיים ולכן על פי שיטת הסיווג יש 3 יחידות אקולוגיות שמאופיינות על ידי הרכב ביולוגי זה. לדוגמה, מאזורים מוכרים יותר מהיבשה- סוואנה של שיטה סילנית במניפות סחף של גיר יהיו שונות כחברה ביולוגית מסוואנה דומה במניפות סחף של אבן חול, או הבדל בין סוואנה ברמת משקעים של 20 מ"מ בשנה לעומת סוואנה ברמת משקעים של 150 מ"מ בשנה. גם במקרה זה, יכולה להיות חברת ספוגים בשני דומיינים שונים – אותו מין מפתח אבל חברה שונה ובית גידול שונה.</p> <p>כאמור, במענה להערה 13- ככל שיצטבר מידע נוסף, נוכל להבין יותר לעומק את הדימיון או השונות שבין החברות המאפיינות כל יחידה אקולוגית וכן לגבי הגבולות של הדומיינים הגיאומורפיים ובהתאם החלוקה ליחידות תוכל להתעדכן.</p> <p>ממצאי עבודה זו ומההערות שעלו בועדה המדעית, עולה כי יש צורך בהשלמת פערי מידע בייחוד באזור זה באמצעות סקרים ייעודיים.</p>	<p>20 "לא ברור מדוע גני הספוגים, אם אכן יוחלט להשתמש בהם כיחידה אקולוגית, שונים בין אזור גלי החול ושאר הבתיאל. אם הפאונה דומה, בית הגידול דומה וניתן להגן על הספוגים גם אם יישמר באזור אחד ובשני לא (חוסך חלוקה לתת אזורי שמירה בהמשך)."</p>
<p>הכוונה בסעיף 2 היא לכל בית גידול מייצג קרי- יחידה אקולוגית. ההגדרות של בית גידול לעומת יחידה אקולוגית עודכנו בדו"ח בהתאם להמלצות הוועדה. לגבי סעיפים 4 ו-5- סעיף 4 מתייחס לאזורים שבהם נצפו באופן ישיר מינים אינדיקטורים לבתי גידול ייחודיים וסעיף 5 מתייחס לאזורים שבהם מודל התפוצה חזה נוכחות של מינים אינדיקטורים לבית גידול ייחודי ואשר השטח הכולל שלהם הוא מצומצם מאוד (1% או פחות משטח המים הכלכליים). לדוגמה, מודל החיזוי של המינים</p>	<p>21 "המלצות לשימור: סעיף 2. מה הכוונה פה לבית גידול? האם אזורי ספוגים למשל הם בית גידול או שיש שלושה אזורים של ספוגים? אם שלושה יש לנמק בעזרת הפאונה האחרת שאינה ספוגים כי אכן זה שונה. סעיף 5. לא ברור למה מתכוון ולאיזה אזורים ובמה שונה מסעיף 4"</p>

<p>האינדיקטורים ל-sea pen fields חזה נוכחות שלהם בשטח כולל של 0.1 משטח המים הכלכליים ולכן אנו מציעים שמטרת השימור לשטח זה תהיה 100%.</p> <p><b>הטקסט בגרסה המתקנת של הדו"ח נערך כדי להבהיר נקודה זו.</b></p>		
<p>סכום כל השטח המוצע לשימור על פי מטרות השימור שהצענו, מהווה 31% משטח המים הכלכליים, כך <b>שהתוצר תואם את מטרות השימור המרחביות הרצויות והנגזרות מהיעדים הבינלאומיים שישראל שואפת אליהם.</b></p>	<p>22 "יש לסכום את כל האזורים המיוחדים ואלו בעלי שטח קטן יחד עם 20% מהמייצגים ולראות לכמה מגיעים. כמה זה רחוק או עובר את ה-30%. ואז גם צריך להחליט איפה משלימים ל-30%."</p>	
<p>על פי עיקרון הזהירות המונעת, אם קיימת הסתברות סבירה להמצאות יחידה אקולוגית שונה מסביבתה, יש לשאוף ולהגן על נתח ממנה. יחד עם זאת, יעד השימור הותאם לרמת הוודאות וכך גם מידת הגמישות שניתנה בהגדרות התעדוף באמצעות המרקסן. באופן זה, אזורים שהוודאות לגביהם יחסית נמוכה ושטחם נרחב- הומלץ על מטרת שימור של 20% עם אפשרות לגמישות (אפשר פחות מ-20%). כלל זה הוסכם בוועדה בהתאם לגודל השטח הכולל. מכיוון שה- Unknown lower slope מהווה רק 4.3% משטח הכלכליים, הומלץ בוועדה להגן על 50% ממנו מתוך עיקרון הזהירות המונעת. כמו כן, <b>הומלץ בוועדה ששטח הפורמניפרא המהווה 8.4% משטח המים הכלכליים, יקבל מטרת שימור של 30%. בנוסף, שלב התעדוף דורש הגדרת מטרות שימור לכל conservation feature ומכיוון שאלו שתי ישויות נפרדות צריך להגדיר מטרה נפרדת לכל ישות.</b> זה לא אמור לשנות את כלל השטח שיתועדף לשימור בסוף התהליך.</p>	<p>23 "טבלת השימור: לא ברור למה רוצים לשמור על 50% מבית גידול שלא ידוע אפילו אם הוא בית גידול (, slope lower unknown) אותו הדבר לגבי אזור פורמיניפרא, אם זה אזור שונה ברמת וודאות של 0.2 אז למה להפרידו מבית הגידול הסמוך? תשמרו 20% משניהם יחדיו."</p>	
<p>שטח ה-Unknown Upper slope מהווה חלק קטן (1%) מכלל השטח של המים הכלכליים ולכן על פי העקרונות לקביעת מטרות השימור עליהם הוסכם במפגש הוועדה, נבחרה מטרת שימור של 100% עבור שטח זה. <b>לגבי Southern deep sea fan, אכן המטרות עודכנו בהתאם להמלצת הוועדה והן כעת עומדות על 30% בהתאם לעיקרון של הגנה על 30% מיחידות ששטחן מהווה בין 5%-10% משטח המים הכלכליים.</b></p>	<p>24 "e Upper - Unknown מדוע לשמר 100% על בסיס מה? על סמך מה? על בסיס מה לשמר 40% מה Fan Sea-Deep Southern – Unknown - 40% אפילו לא הוזכר בסעיף כללי השימור"</p>	
<p><b>בעקבות המלצות הוועדה עודכנו מטרות השימור והן כוללות כעת 100% של אזורים תצפית ורמת הסתברות הגבוהה מ-0.7, ו-70% עבור רמות הוודאות הנמוכות מ-0.7.</b></p> <p>עבור גני האלמוגים והנביעות, השטח הכולל גם של ההסתברויות הנמוכות הוא מאוד מצומצם ולכן לא נעשתה הפרדה נוספת בין קטגוריות ההסתברות. עבור בית הגידול הייחודי של הספוגים, בגלל שטחו הנרחב, הוחלט להריץ תרחיש במרקסן שבו רמות ההסתברות הנמוכות מ-0.3 כלל לא נכללות במטרות השימור ואז להציג את התוצאות לחברי הוועדה.</p>	<p>25 "סעיף בטבלת השימור המתייחס לבתי גידול מיוחדים לחלוטין לא ברור ולא עומד בסעיף השימור לעיל. מספרים כמו 40%, 70%, 90 על בסיס מה? אזורים ברמת וודאות של 3.0 לא צריכים להיות שונים מסביבתם ולא צריכים הגנה מיוחדת. זו טבלה ומסקנות מאד בעייתיים."</p>	
<p>המיזם מלווה מתחילתו על ידי מיטב החוקרים, וועדות מלוות ויועצים, כמו גם שיתוף של בעלי עניין מגוונים מכל משרדי הממשלה והרשויות הרלוונטיות. כל המידע הוגש בצורה המיטבית לשיפוט וזו בדיוק מטרתה של הוועדה</p>	<p>26 "לבסוף, לטעמנו יש לפתוח את הנתונים שעומדים בבסיס המודל לדין. יש לחלוק ולהתייעץ בנוגע לתהליך קבלת ההחלטות של הכנסת נתונים למודל, קביעת תנאי הסף וכו'. זו משמעות שיתוף</p>	



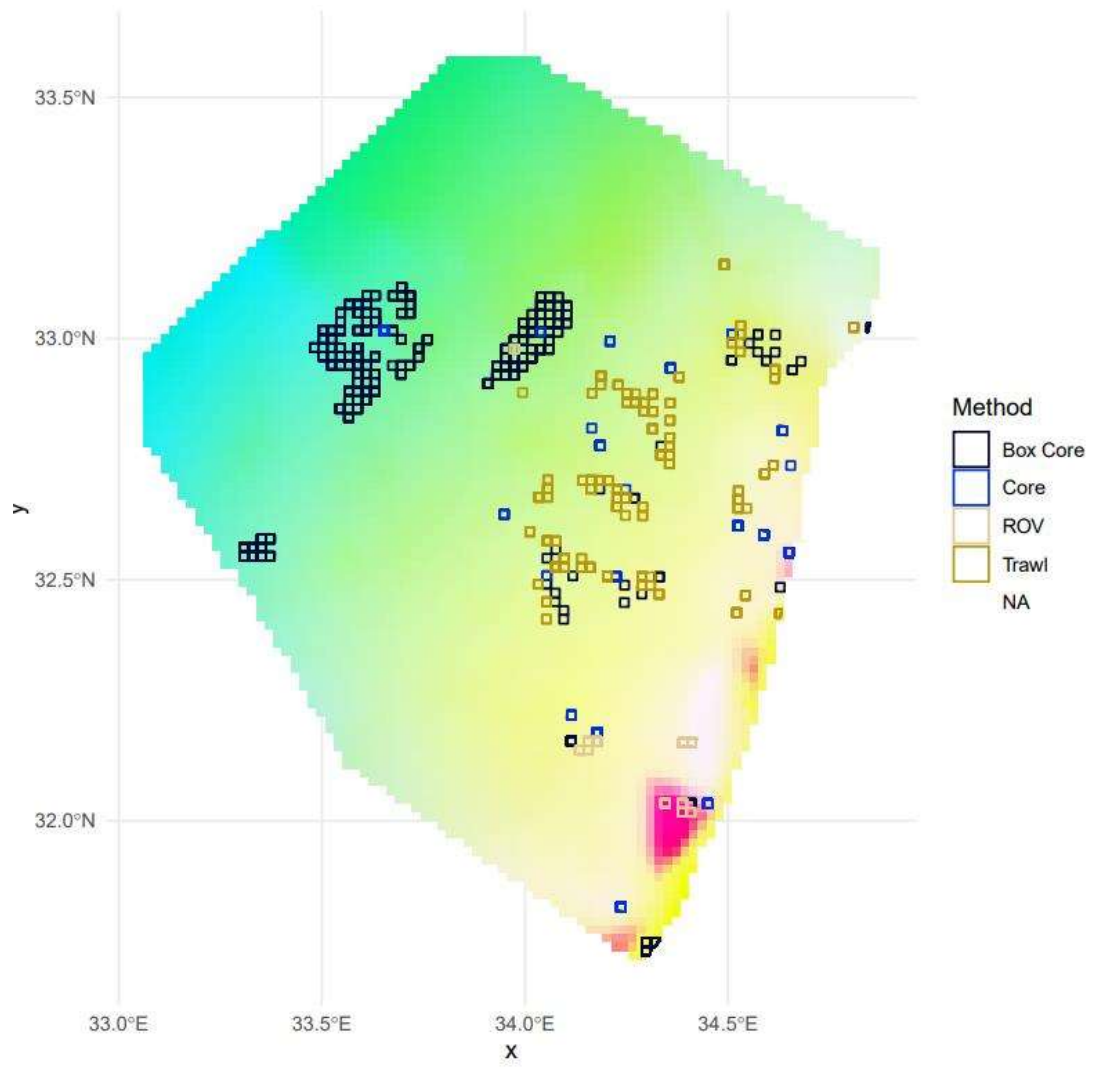
<p>המדעית, אשר אנו מטמיעים הערות שעולות בה במסגרת התהליך. הדו"ח המסכם, כולל כל הנספחים, נשלח אל כל חברי הוועדה לשיפוט, לאחר מכן הדו"ח הוצג שוב בפני חברי הוועדה ובאופן פרטני לד"ר ברוקוביץ', התקיים דיון וביקשנו קבלת הערות. נציין כי התקבלה ביקורת חיובית ובונה משאר חברי הוועדה המדעית, כמו גם משני היועצים המדעיים המלווים – פרופ' בלמקר ופרופ' Cordes.</p>	<p>פעולה לעומת יידוע בדיעבד. התהליך המתבצע מזורז מדי, אינו מבוסס מספיק מדעית ומגיע למסקנות מרחיקות לכת שהודאות לגבי הקשר למציאות נמוך"</p>
--	--

**נספח 1- רשימת המשתתפים במפגש הוועדה המדעית המייעצת למיזם תכנון שמורות במים הכלכליים של ישראל שנערכה במוזיאון הטבע ע"ש שטיינדהרדט**

שם	שיוך מוסדי	זום / פיזי
1 אור ביאליק	אוניברסיטת חיפה/אוניברסיטת מלטה	זום
2 אורית חיימס	המכון הגיאולוגי לישראל	זום
3 אורית ניר	מנהל התכנון	זום
4 איזק גרטמן	חיא"ל	זום
5 איל אופיר	המעבדה לחקר הכנרת, חיא"ל	זום
6 איל רהב	חיא"ל	זום
7 אילן ניסים	משרד האנרגיה	פיזי
8 אילנה ברמן-פרנק	אוניברסיטת חיפה	זום
9 אלון רוטשילד	החברה להגנת הטבע	פיזי
10 אלכס סלבנקו	האוניברסיטה הלאומית האוסטרלית, מלבורן	זום
11 אסף צוער	רט"ג	פיזי
12 אריק קורדס	אוניברסיטת טמפל, פילדלפיה	זום
13 ברק חרות	חיא"ל	זום
14 גדעון גל	המעבדה לחקר הכנרת, חיא"ל	זום
15 גיל רילוב	חיא"ל	זום
16 דן צ'רנוב	אוניברסיטת חיפה	זום
17 דני עמיר	דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ	פיזי
18 דרור צוראל	המשרד להגנת הסביבה	זום

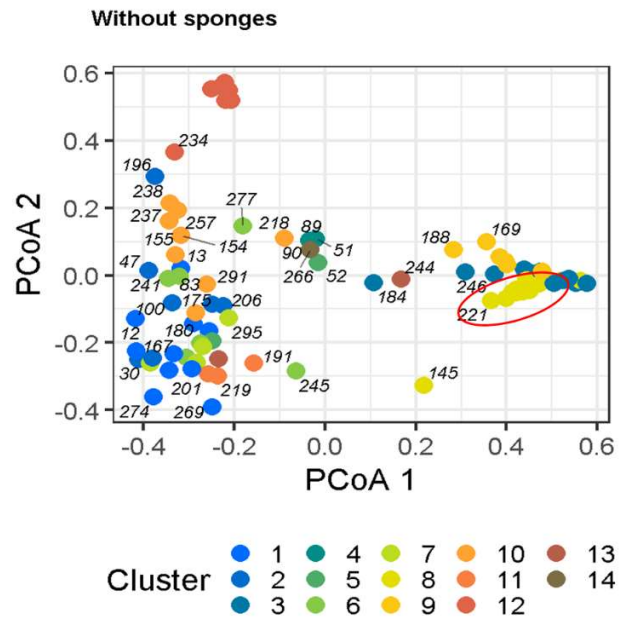
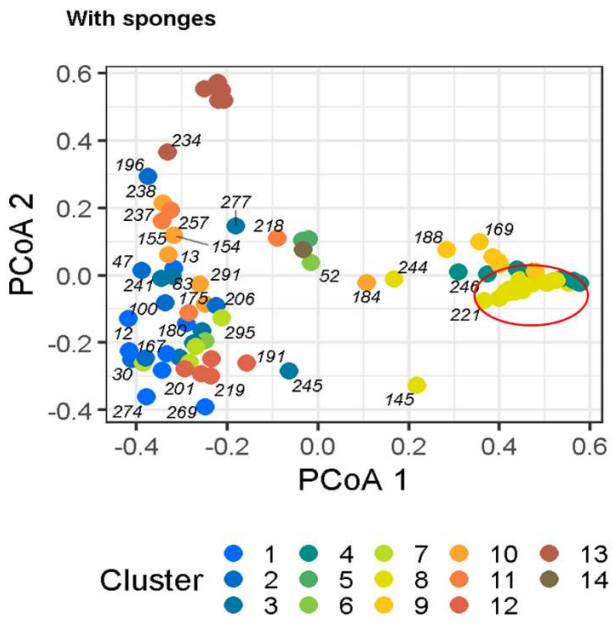
19	הדס לובינבסקי	חיא"ל	זום
20	חזי גילדור	האוניברסיטה העברית	זום
21	טל אידן	אוניברסיטת תל אביב/ מכון וייצמן למדע	פיזי
22	יוני בלמקר	אוניברסיטת תל אביב	זום
23	יניב לוי	רט"ג	פיזי
24	יצחק מקובסקי	אוניברסיטת חיפה/מרסי	זום
25	לירון גורן	אוניברסיטת תל אביב/ מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהארדט	פיזי
26	מיה אלסר	אוניברסיטת חיפה/ דלפיס	זום
27	מיכה אילן	אוניברסיטת תל אביב	זום
28	מנחם גורן	אוניברסיטת תל אביב	פיזי
29	ניר שטרן	חיא"ל	פיזי
30	סיגל שפר	אוניברסיטת תל אביב	פיזי
31	עתרת שבתאי	החברה להגנת הטבע	פיזי
32	צאלה קרניאל	דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ	פיזי
33	רותי יהל	רט"ג	פיזי
34	תמר גיא-חיים	חיא"ל	זום

נספח 2- שיטות הדיגום בכל תא בגריד עבורו קיימות תצפיות ונתונים ביולוגים זמינים על רקע תוצאות ה-GDM הכולל את המאפיינים הבתימטריים ומאפייני הסדימנט. באזור המערבי (Main deep-sea fan) בו נמצאו שלושה הרכבי ביולוגים נפרדים, קיימים נתונים כמעט אך ורק מדיגום באמצעות box-core לעומת שאר האזורים בהם פיזור שיטות הדיגום במרחב הוא אחיד יותר.



נספח 3- ניתוח אישכול עם ובלי נתוני הספוגים על מנת לבחון את ההשערה כי הספוגים במצע הרך הם מינים מהנדסי סביבה ולכן צפוי להתקבל הרכב ביולוגי שונה מאשר אזורים בהם לא צפון ספוגים.

הניתוח הראה כי אכן התקבל אישכול דומה גם ללא נתוני הספוגים ולכן אנו מניחים כי התצפיות של הספוגים מהאזור האמור כחלק ממחקרם של Ilan et al. 2003 הן אמינות על אף הזמן הרב שחלף מאז ביצוע המחקר וכי אין להטיל בהם ספק



אורדינציה של האישכול עם (שמאל) ובלי (ימין) נתוני הספוגים. העיגול האדום מסמן את האישכול שאופיין כ- soft bottom sponge ground

## **נספח 4**

**חוות דעת יועצים חיצוניים לאפיון היחידות האקולוגיות  
ובתי הגידול בקרקעית**



24/12/2022

## חוות דעת על איסוף ועיבוד הנתונים למיזם תכנון השמורות במים הכלכליים

יונתן בלמקר, בית הספר לזואולוגיה הפקולטה למדעי החיים ומחיאון הטבע על שם שטיינהרדט, אוניברסיטת תל אביב

קראתי את הדו"ח מאוקטובר 2022 בשם

Environmental data collection and analyses to support conservation  
"planning in the Israeli EEZ"

המסכם את שלבי איסוף הנתונים ואת האנליזות שבוצעו על מנת להגדיר את היחידות האקולוגיות העיקריות בים העמוק. נוכח פערי הידע ומחסור באיסוף מידע שיטתי על פני שטח עצום ולא נגיש, אין מנוס משימוש באנליזות ומודלים בכדי לייצר תמונה של פריסת היחידות האקולוגיות. **במובן זה הדו"ח מסקף את אחד המאמצים האיכותיים ביותר שאני מכיר להתמודד עם בעיות אלו ומגיע לכותבים הכרה על הישג זה.**

### בתקציר זה אני מסכם את חוות דעתי על שלבי העבודה והתוצרים.

ראשית, ניכר כי חיפוש הנתונים הביולוגים והסביבתיים מהמים הכלכליים היה נרחב וכולל כמה מסדי נתונים שונים. הנתונים הביולוגים נלקחו ממאמרים, דוחות, מארגי נתונים ציבוריים, ותמונות סרטונים שעוד לא פורסמו. זהו מסד מקיף מאוד, שכולל את כלל הנתונים הרלוונטיים ומאמץ נוסף לא היה מוביל לשיפור בכמות הנתונים. למרות זאת, יש לזכור כי הנתונים מאופיינים בכמה בעיות שחלקן ניתן לפתור בזמן האנליזה ועם חלקן קשה יותר להתמודד. בעיות עיקריות הן: (1) השרוגניות רבה באיכות וסוג הנתונים בין מסדי הנתונים השונים, (2) חוסר במידע באזורים מסוימים. יש לציין כי בעיות אלו מאפיינות מאמצים מסוג זה ומהוות בעיה בכל אנליזה של ים עמוק. חלופה של שימוש רק בחלק מהנתונים על מנת להגביר את האחידות הייתה מביאה לאובדן רחב של נתונים ולתוצר חלקי ביותר.

הנתונים הסביבתיים התבססו על בסיס הנתונים של חיא"ל. הייתה התמקדות נכונה במים הכלכליים ולא במים הטרסוריאליים (שם האיומים, זמינות וסוג במידע והתהליך הסטטוסטוריים שונים לחלוטין). על גבי הנתונים הסביבתיים בוצע kriging בכדי לקבל

Prof. Jonathan (Yoni) Belmaker  
School of Zoology, Faculty of Life Sciences  
The Steinhardt Museum of Natural History  
Tel Aviv University, Israel.

פרופ' יונתן (יוני) בלמקר  
בית הספר לזואולוגיה, הפקולטה למדעי החיים  
מחיאון הטבע על שם שטיינהרדט  
אוניברסיטת תל-אביב

Email: [jbelmaker@tauex.tau.ac.il](mailto:jbelmaker@tauex.tau.ac.il), Website: <http://belmaker.weebly.com>



The School of Zoology  
Ecology Evolution and Behaviour



בית הספר לזואולוגיה  
אקולוגיה אבולוציה והתנהגות



THE STEINHARDT  
museum  
of natural  
history

שכבות סביבתיות רציפות. זוהי פרוצדורה מקובלת במחקרים כאלו. לנתונים אלו אפשר

לדעתי להוסיף גם נתונים ברזולוציה נמוכה יותר מבסיסי נתונים כגון-<https://www.bio->

[oracle.org/](https://www.bio-oracle.org/) שמאפשרים בחינה של נתונים סביבתיים נוספים והשוואה לנתוני ה

.kriging

על סמך הקואורדינטות של הנתונים הביולוגים הוערך מבנה החברה בכל תא גריד של  $0.1 \times 0.1$  decimal degree cells. גודל התאים סביר ומאפשר אנליזות איכותיות ללא כמות רבה מדי של תאי גריד ריקים. בוצעו תהליכי ניקוי מתאימים לפני האנליזות. מבני החברה בנתוני הגריד הומרו למסריצות דימיון על ידי אינדקסים מתאימים ואז עברו תהליך של clustering על מנת לאתר את היחידות האקולוגיות. בנוסף, בוצעה אנליזה של GDM על מנת לקשר את השינוי המבנה החברה למרחק גאוגרפי ומרחק סביבתי. **שתי אנליזות אלו איכותיות ומתאימות למטרת המחקר.**

חושבו מספר אינדקסים על מנת להעריך את האיכות של היחידות האקולוגיות. משום מה בדו"ח זה מצוין כ  $uncertainty$ . לטעמי זה מבלבל. חלק הן אינדקסים של איכות המודל חלק של הסרוגניות השטח, וחלק של אי-ודאות של הנתונים הביולוגים. צריך להסביר קצת יותר על כל אינדקס ובכל מקרה לא להתייחס לכולם כאינדקסים של אי ודאות. בצעו אנליזות מרשימות של תפוצת מינים (SDMs) והיה שימוש בשיטות המתקדמות ביותר בתחום.

מתוך כל השיטות הללו בוצעה חלוקה מרשימה והגיונית ליחידות אקולוגיות. כל וריאציה של שיטה עלולה לתת תוצאה שונה במקצת, אבל אין ספק כי החלוקה שבוצעה היא אובייקטיבית, מבוססת על הנתונים הטובים ביותר שאפשר להשיג, ומייצגת את סיכום הידע הנוכחי שלנו על מערכות ים עמוק. כשיתווסף ידע נוסף יהיה חשוב לעדכן ולדייק את האנליזות, אך הידע הקיים כיום כבר מספק על מנת לייצר תמונה אמינה של פריסת היחידות האקולוגיות ובתי הגידול. **אין ספק כי ניתן להסתמך על חלוקה זו לבתי גידול בבואנו לעבור לשלבים הבאים במיזם.**

בכבוד רב,

פרופ' יונתן בלמקר

Prof. Jonathan (Yoni) Belmaker  
School of Zoology, Faculty of Life Sciences  
The Steinhart Museum of Natural History  
Tel Aviv University, Israel.

פרופ' יונתן (יוני) בלמקר  
בית הספר לזואולוגיה, הפקולטה למדעי החיים  
מוזיאון הטבע על שם שטיינהרט  
אוניברסיטת תל-אביב



## **External Review of:**

### **Environmental data collection and analyses to support conservation planning in the Israeli EEZ. Draft Report – June 2022**

**Authors: Ateret Shabtay, Liron Goren, Alex Slavenko, Tal Idan, Adi Neuman, Or Bialik, Yizhaq Makovsky**

Review conducted by Dr. Erik E Cordes, Professor and Vice Chair of Biology,  
Temple University, Philadelphia PA, USA

This report describes the systematic spatial planning process to support conservation of the offshore habitats of the Israeli exclusive economic zone (EEZ) with a target of protecting 30% of the total EEZ in the Mediterranean Sea. This spatial prioritization was carried out by conducting ensemble modeling of the different biological habitat types observed in the region along with geomorphological characterization. The hierarchical classification scheme yielded 5 biological assemblages and 18 representative benthic habitats.

Overall, this is one of the most comprehensive and effective conservation planning efforts of which I am aware. The latest methods for spatial prioritization and predictive habitat modeling are used here, and follow the best practices laid out for marine spatial management. I also appreciate the addition of the functional traits as a further measure of diversity. I think that this report should be further refined so that it is suitable for publication in an appropriate scientific journal so that it may serve as an example of effective spatial planning for other nations and organizations.

I primarily only have minor comments on the report, as most of my more technical methodological recommendations were already addressed. My only remaining methodological



comment is to look for more recent environmental data for some of the variables in Table 2, as many of the data sets are from 2013 or earlier. In particular, additional effort should be made to locate temperature records, as these are only from 1993-2000. Temperature is known to be changing rapidly in the deep Mediterranean, and there must be additional, recent data sets from the EEZ. I also suggest using one of the existing models for predicting exported carbon to depth that are based on the satellite chlorophyll data. This would be a better measure of food availability than the standard deviation of chlorophyll-a concentration variable used, particularly since there are only 140 records.

I agree with the final prioritization presented and I think that the targets are reasonable and scientifically justified. I would recommend that the elimination of the deep sea-pen field be reconsidered. I would not exclude these from prioritization just because the models didn't do a good job of predicting their distribution. This could be a significant and potentially unique community, with little information about it. The sea pens may be located elsewhere, but the very small area of their known distribution should be included as part of the prioritized conservation areas.

In general, a careful grammatical edit could be conducted as there were numerous examples of singular/plural disagreement and extraneous commas in the writing. There are more of these in the Discussion than in the other sections. Below are a few additional minor comments:

P6, 1<sup>st</sup> paragraph: When used as an adjective, "deep sea" should be hyphenated. Here, it should be "deep-sea bioregions".

P13, "Bathomes" : Depth values do not need to be presented as negative numbers.

P18: Change "Species Distribution Modelling" to "Species Distribution Models"

P22: Potentially missing a heading for the text under the figure caption.

Figure 10: Greatly reduce A because it does not contain essential information for the interpretation of the analysis. The inset of the PCoA is very small and hard to read, and this should be expanded so the individual points can be identified.

P29, “Southern Slope” : I believe this should be “soft substrates” instead of “hard substrates” as these are both taxa known to inhabit muddy or sandy seafloor.

P32, Soft Bottom Sponge Ground” : I suggest removing the word “infaunal” here as most filter feeders are not infauna, and the word “benthic” includes infauna.

P42, Merging representative benthic habitats: This should read “The hierarchical classification scheme yielded 21 representative benthic habitats, some which were very small. In most of these cases, this is due to biological assemblages that extend a short distance into neighboring geomorphological domains. For these cases, we suggest merging the small habitats with the rest of the area to form a continuous biological assemblage (Figure 22).”

P42, Excluding sea pen fields distribution model: Replace the word “were” with the word “where”

P44: Replace the word “previsioned” with the word “envisioned”

**נספח 5**

**אפיון יחידות אקולוגיות פלאגיות ואזורים פלאגים  
מיוחדים**



חקר ימים ואגמים לישראל  
ISRAEL OCEANOGRAPHIC &  
LIMNOLOGICAL RESEARCH

Dr. Tamar Guy-Haim, Merav  
Gilboa, Dr. Eyal Rahav, Dr.  
Maxim Rubin-Blum, Dr. Nir  
Stern, Dr. Guy Sisma-Ventura,  
Dr. Isaac Gertman

KLL  
NIO

## דו"חיות חיא"ל IOLR REPORTS

**Pelagic habitats  
in the EEZ of the  
Israeli  
Mediterranean**



ISRAEL OCEANOGRAPHIC & LIMNOLOGICAL RESEARCH LTD. (PBC)  
POB 9753 HAIFA, 3109701, ISRAEL +972-4-8565200

WWW.OCEAN.ORG.IL  
INFO@OCEAN.ORG.IL

חקר ימים ואגמים לישראל בע"מ (חל"צ)  
04-8565200 3109701 9753 תדד



חקר ימים ואגמים לישראל  
ISRAEL OCEANOGRAPHIC &  
LIMNOLOGICAL RESEARCH

ד"ר תמר גיא-חיים, מרב גלבוני,  
ד"ר ניר שטרן, ד"ר אייל רהב,  
ד"ר מקס רובין-בלום, ד"ר גיא  
סיסמה-ונטורה, ד"ר איזק גרטמן

KLL  
NIO

## דו"חיות חיא"ל IOLR REPORTS

**בתי גידול פלאגיים  
במים הכלכליים של  
הים התיכון הישראלי**



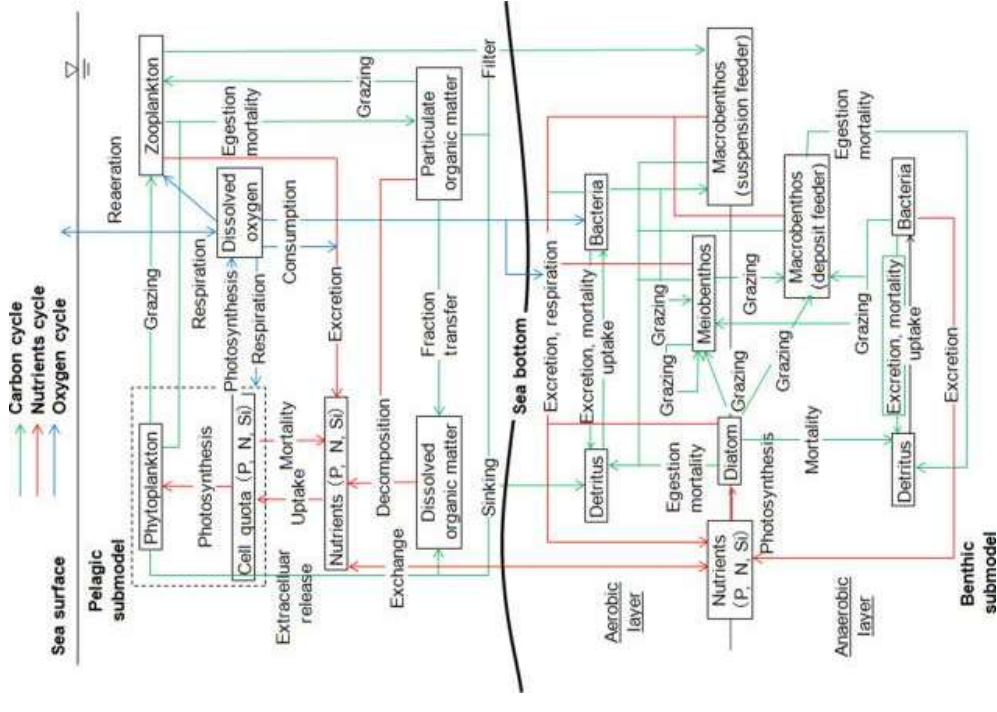
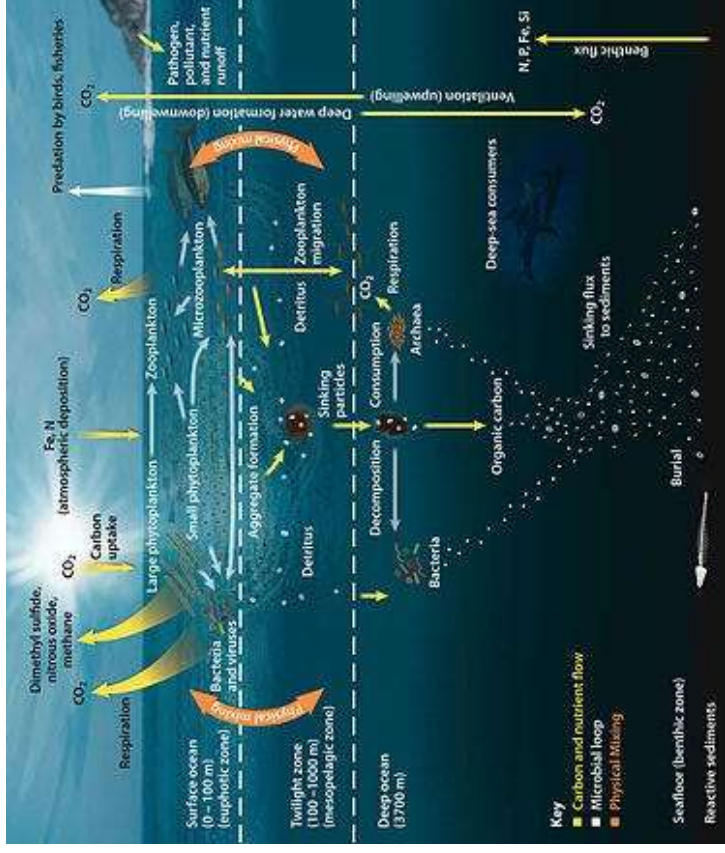
ISRAEL OCEANOGRAPHIC & LIMNOLOGICAL RESEARCH LTD. (PBC)  
POB 9753 HAIFA, 3109701, ISRAEL +972-4-8565200

WWW.OCEAN.ORG.IL  
INFO@OCEAN.ORG.IL

חקר ימים ואגמים לישראל בע"מ (חל"צ)  
04-8565200 3109701 9753 תדד

# Importance of pelagic habitats to marine ecosystems

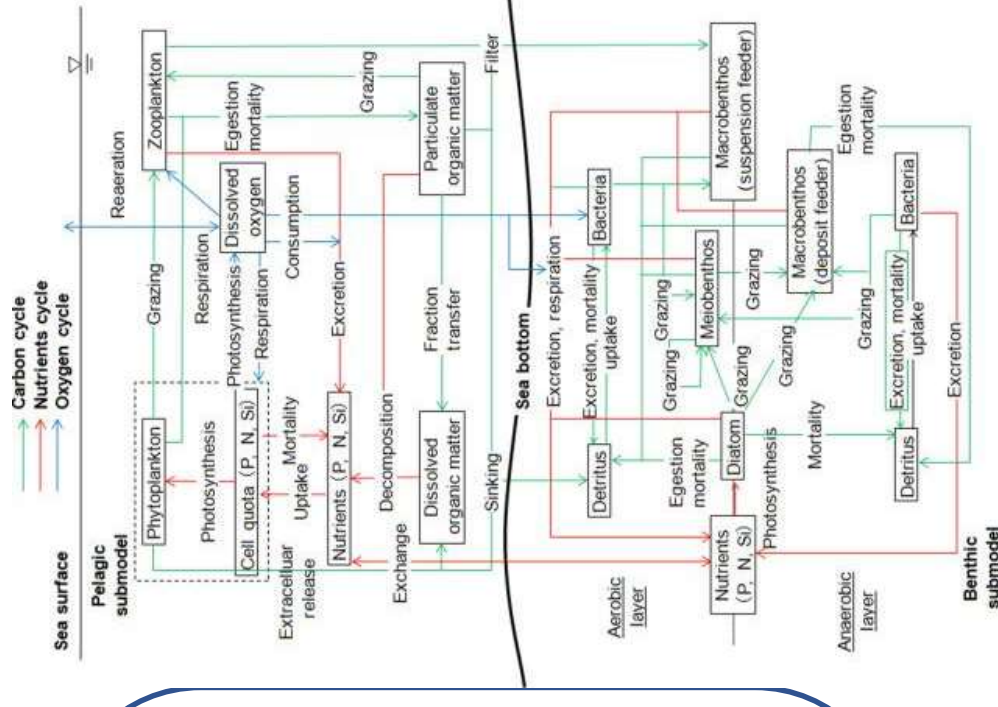
**Pelagic ecosystem** – the physical, chemical and biological features of the marine water column (Game et al., 2009).



# Importance of pelagic habitats to marine ecosystems

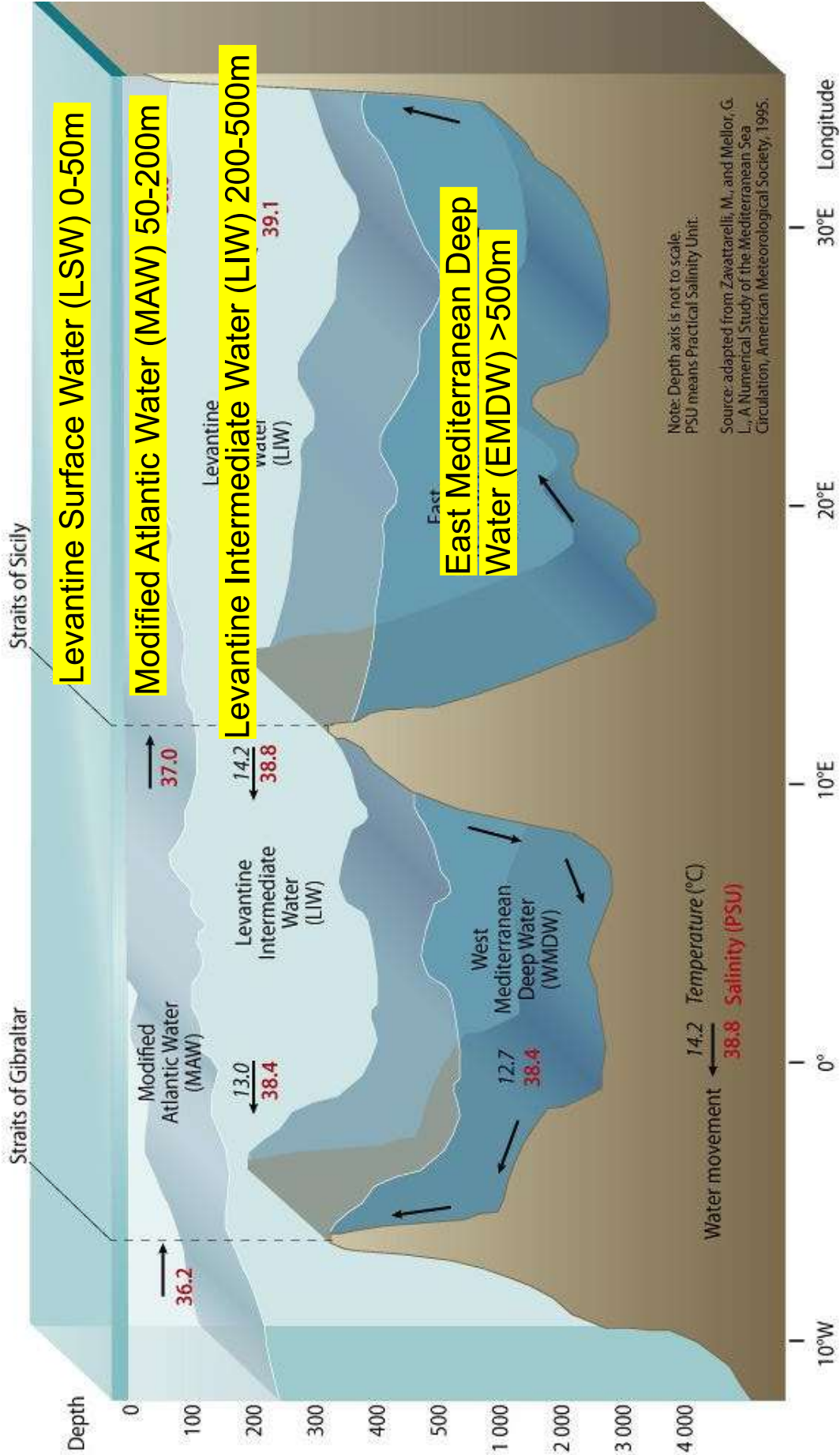
## Ecosystem services provided include:

- Oxygen provision >50%
- Absorption of nearly 35% of the CO<sub>2</sub> released into the atmosphere and 80% of the heat added to the climate system by the accumulation of CO<sub>2</sub>
- ca. 70% fisheries
- Provision of greater than 15% of the animal nutrients consumed
- Transportation of ~90% of international trade



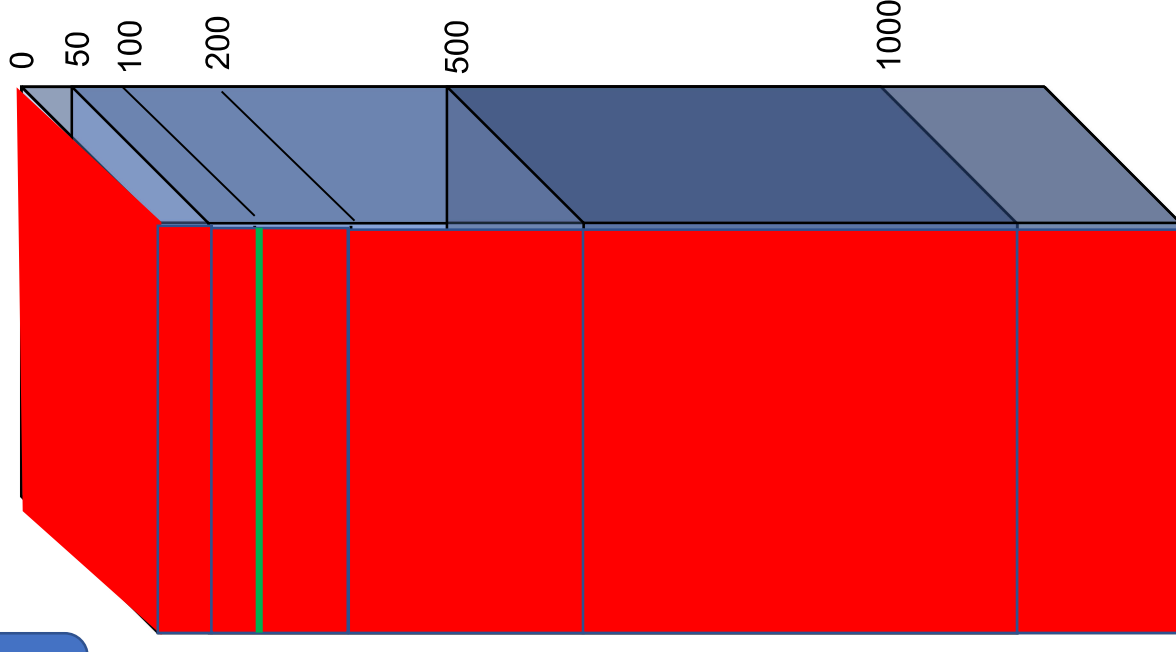


# Mediterranean water masses: vertical distribution



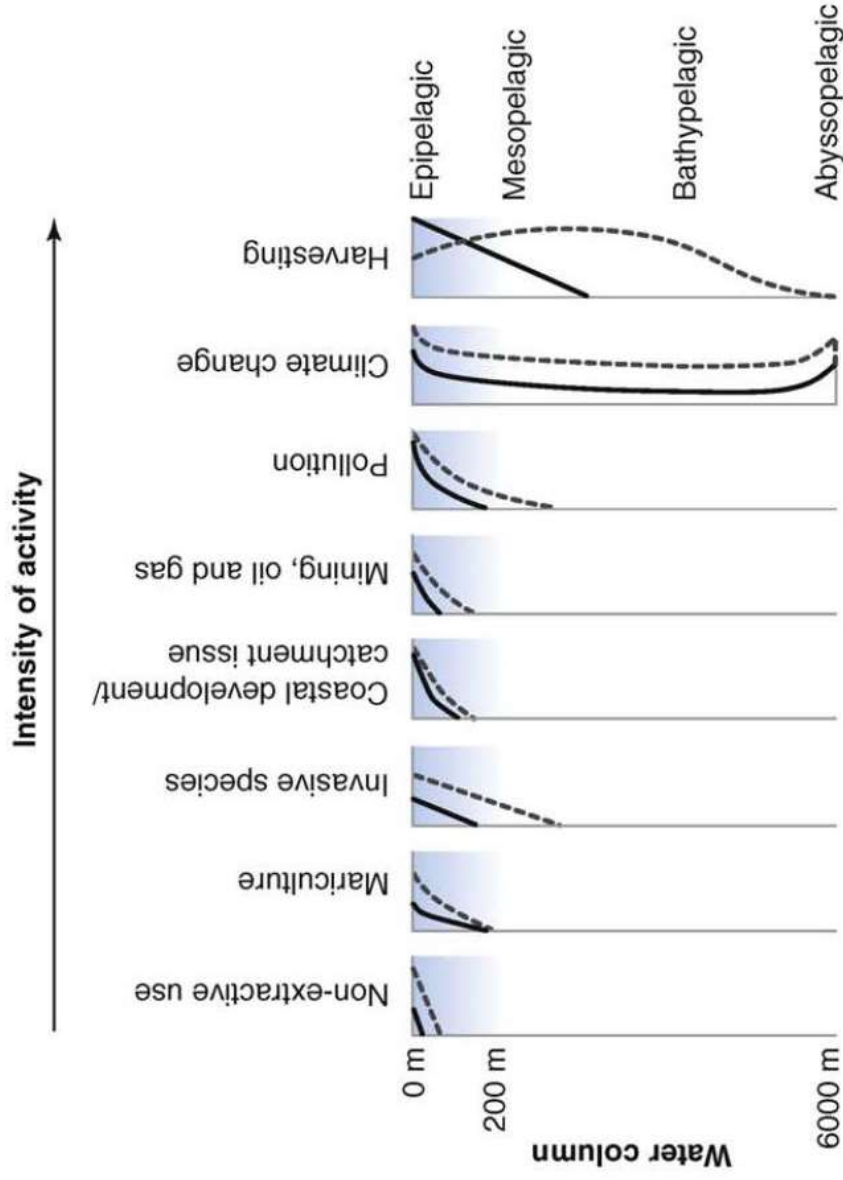
## Distinct water layers in the Eastern Mediterranean

- 1) Epipelagic zone
  - Neuston
  - Levantine Surface Water (LSW)
  - Modified Atlantic Water (MAW)
  - Deep Chlorophyll Maximum (DCM)
- 2) Mesopelagic zone
  - Levantine Intermediate Water (LIW)
  - East Mediterranean Deep Water (EMDW)
- 3) Bathypelagic zone
  - East Mediterranean Deep Water (EMDW)



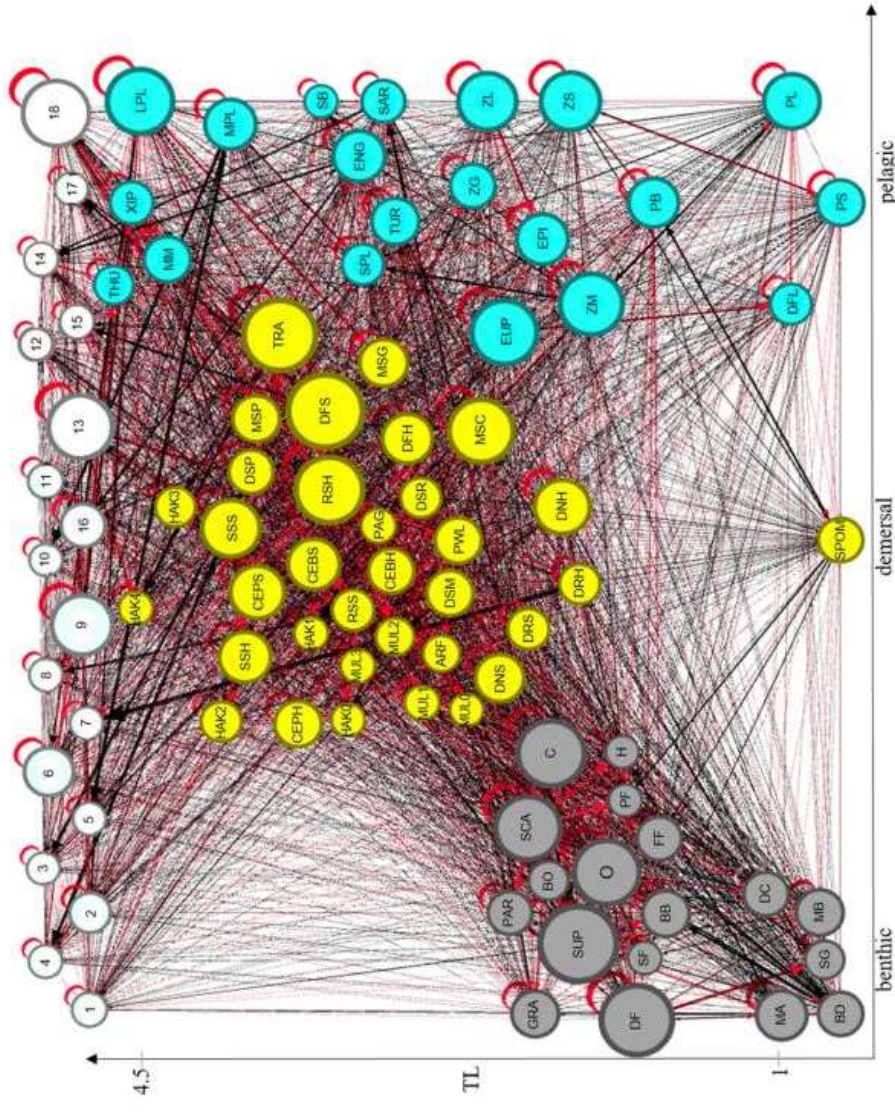


# Threats to pelagic ecosystems



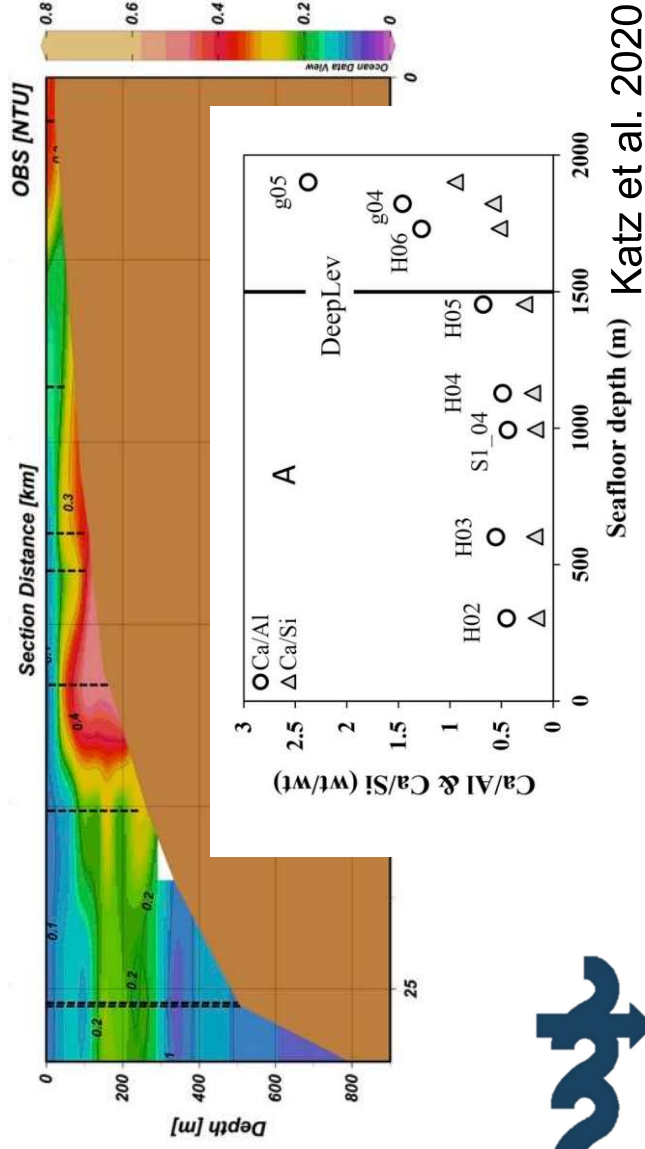
# Spatial protection of areas, species and processes

- Pelagic habitats are not separated from benthic habitats

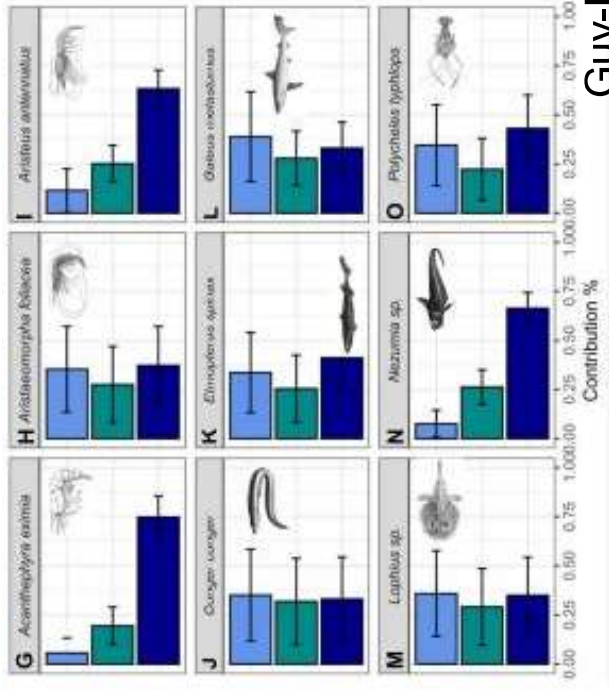
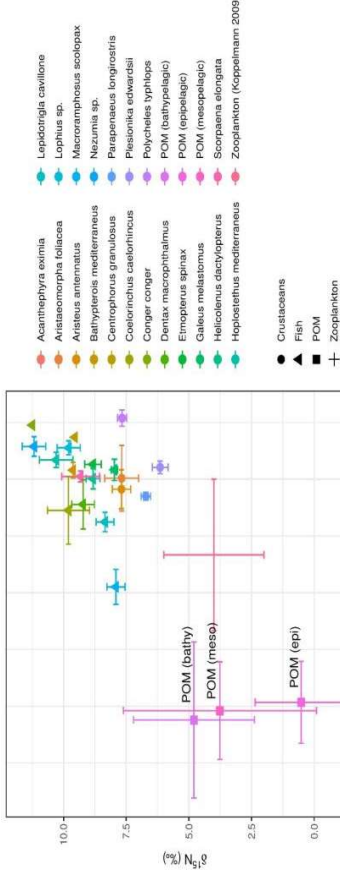


# Spatial protection of areas, species and processes

- Lateral transport from the shelf margin is the main source of particular flux to the deep sea and is fundamental for ecosystem functioning



Katz et al. 2020



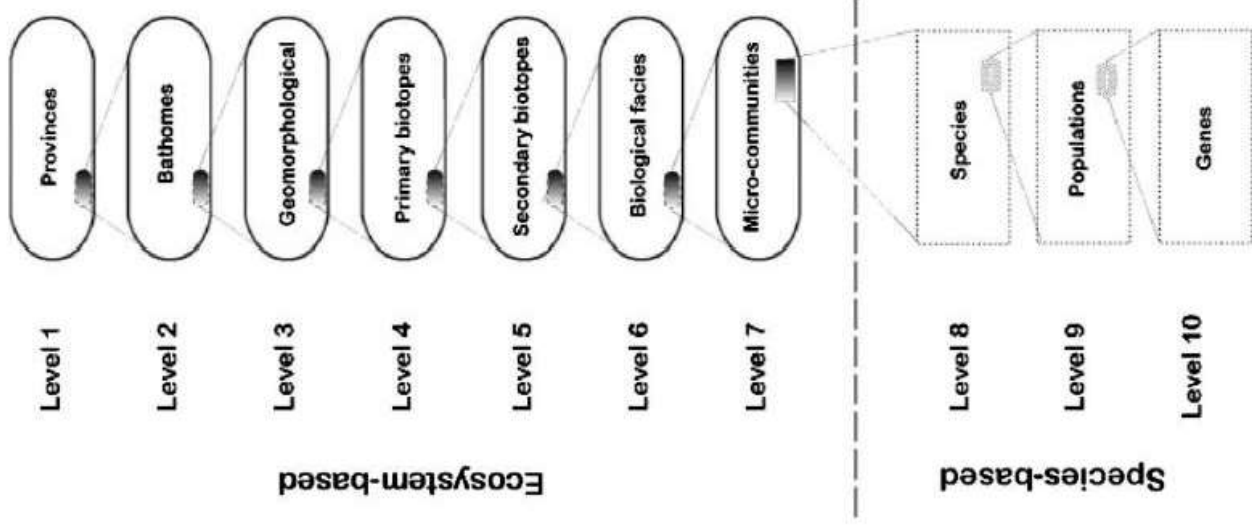
Guy-Haim et al. 2022



## Pelagic bioregionalisation is a challenge

### Discrete pelagic habitats are difficult to identify

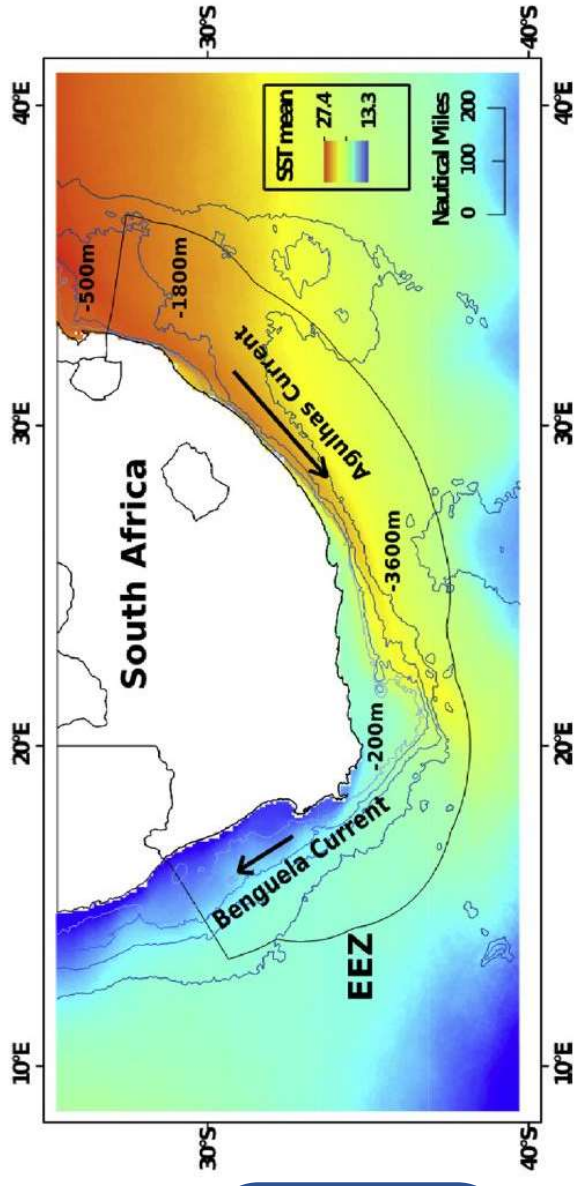
- 3D: layers do not necessarily correspond
- Dynamic environment: transient in space and time
- Many species are exceptionally mobile
- Seasonality
- Data poor





# Pelagic bioregionalisation

- Using physicochemical properties as proxies of biodiversity



Ecosystem properties, variables and parameters identified for the classification of pelagic bioregions, biozones and habitats (max = maximum, CV = coefficient of variation).

Level	Important ecosystem properties, variables and parameters	Parameters
Bioregion	<p>Broad scale oceanic patterns and circulation regimes</p> <p>Distribution of pelagic communities is globally driven by the physical structure of the ocean e.g., latitude and broad scale bathymetry reflecting continental shelves and ocean basin circulation patterns</p> <p>Key variables are depth (<math>\log \text{Depth}  + 1</math>), mean SST and chl-<i>a</i></p> <p>NPP, partially linked to SST and chl-<i>a</i>, also affects the distribution of biota at this scale</p> <p>Mesoscale variability of broader oceanic patterns and circulation regimes</p> <p>Distribution of pelagic biota driven by permanent or semi-permanent mesoscale variations</p> <p>Key drivers of these variations are changes in the distribution of broad scale structure and circulation patterns caused by mesoscale features such as upwelling and eddies</p> <p>This variability can be detected by deriving a CV for SST, chl-<i>a</i> and NPP time series</p> <p>Eddy distribution is calculated from MSLA</p> <p>Local scale processes</p> <p>Finer-scale variability also affects the distribution of biota</p> <p>These variations are associated with the occurrence of SST and chlorophyll fronts (often induced by currents or eddies)</p>	<p>SST mean</p> <p>SST max</p> <p>Chl-<i>a</i> mean</p> <p>NPP mean</p> <p>Depth and slope</p> <p>SST CV</p> <p>Chl-<i>a</i> CV</p> <p>NPP CV</p> <p>MSLA</p>
Habitat	<p>SST fronts frequency</p> <p>Chl-<i>a</i> fronts frequency</p>	

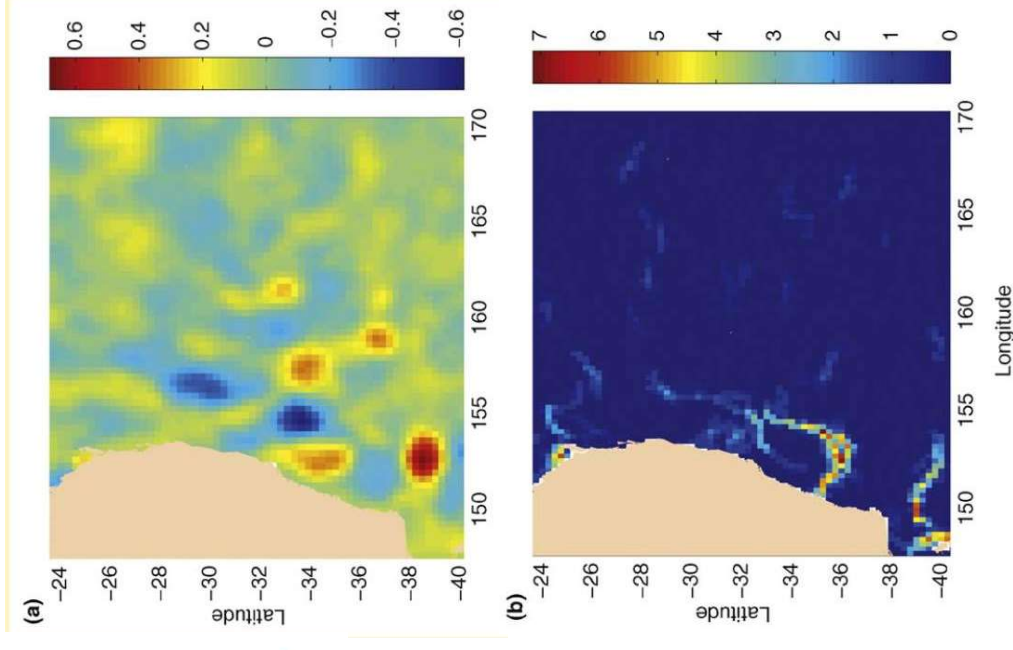


## Spatial protection of areas, species and processes

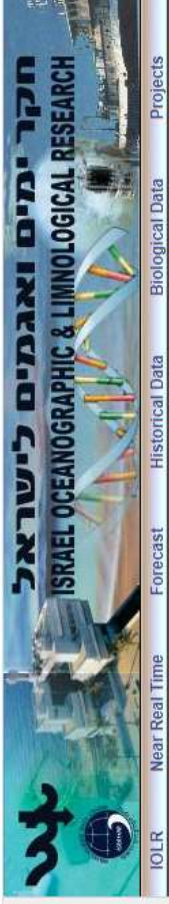
# Pelagic protected areas: the missing dimension in ocean conservation

Edward T. Game<sup>1,2</sup>, Hedley S. Grantham<sup>2</sup>, Alistair J. Hobday<sup>3</sup>, Robert L. Pressey<sup>4</sup>, Amanda T. Lombard<sup>5</sup>, Lynnath E. Beckley<sup>6</sup>, Kristina Gjerde<sup>7</sup>, Rodrigo Bustamante<sup>8</sup>, Hugh P. Possingham<sup>2</sup> and Anthony J. Richardson<sup>2,8,9</sup>

- Spatiotemporal variation of current and eddies is suggested to have significant impact on pelagic biomass



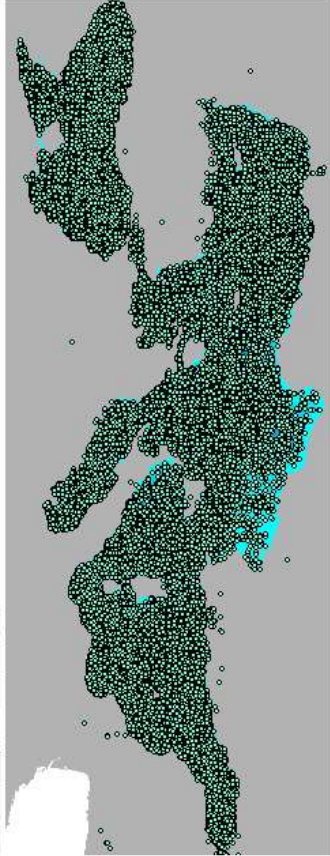




# ISRAMAR: environmental db

IOLR    Near Real Time    Forecast    Historical Data    Biological Data    Projects

## Interactive Cast Map



### Add to Query<sup>2</sup>

Parameters

- type text to filter list...
- Air pressure
  - Alkalinity, acidity and pH of the water column
  - Ammonium concentration parameters in the water column
  - Bacteria generic abundance in water bodies
  - Bacteria non taxonomy-related biomass exp
  - Bacteria taxonomic abundance in water bod
  - Bacterial production in the water column
  - Carbon concentrations in sediment
  - Carbon monoxide and dioxide concentration
  - Carotenoid pigment concentrations in the water column
  - Chlorofluorocarbon concentrations in the water column
  - Chlorophyll pigment concentrations in the water column



### Query

*ALL casts selected by default  
Add a filter from left to refine your search*

### Dates *(dd/mm/yyyy)*

From:

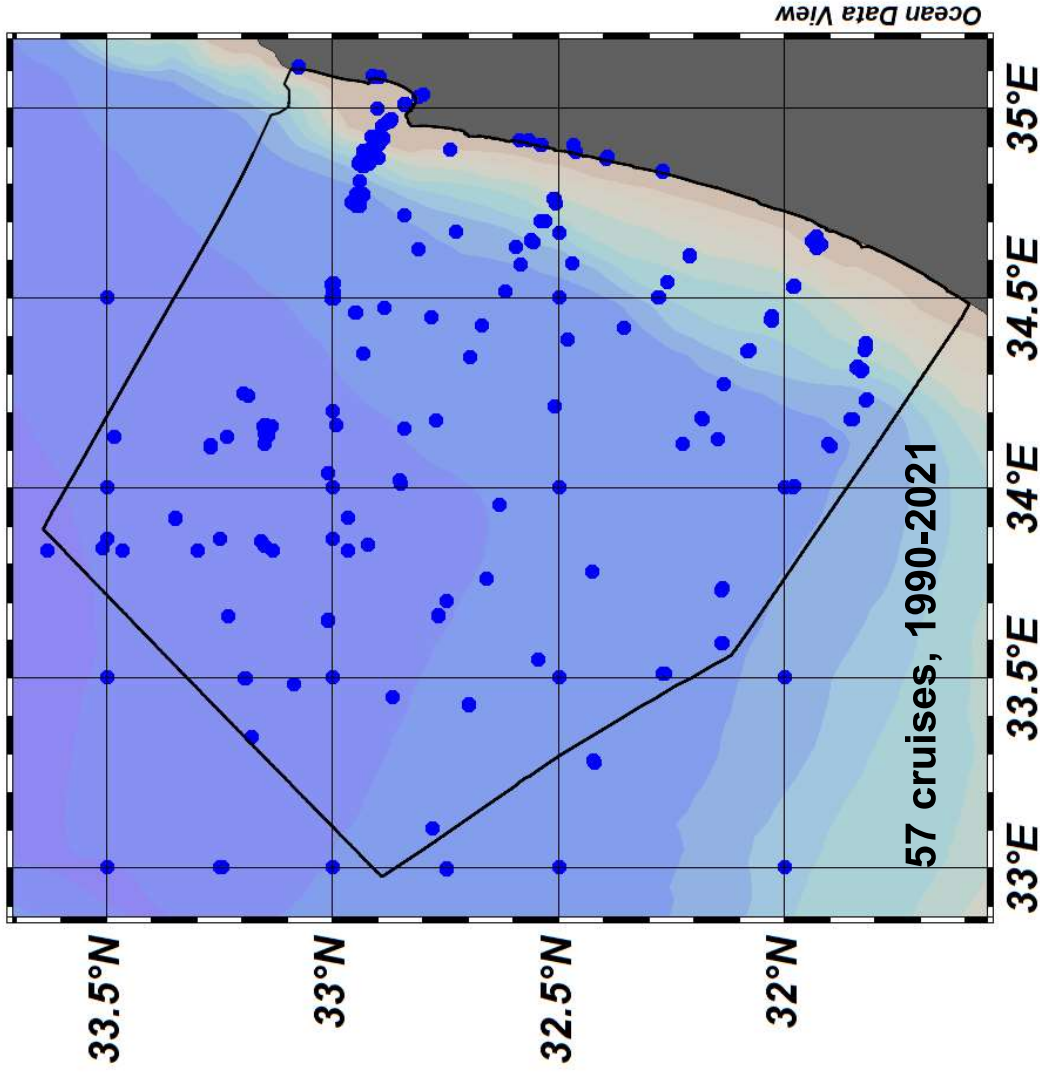
To:

Run Query

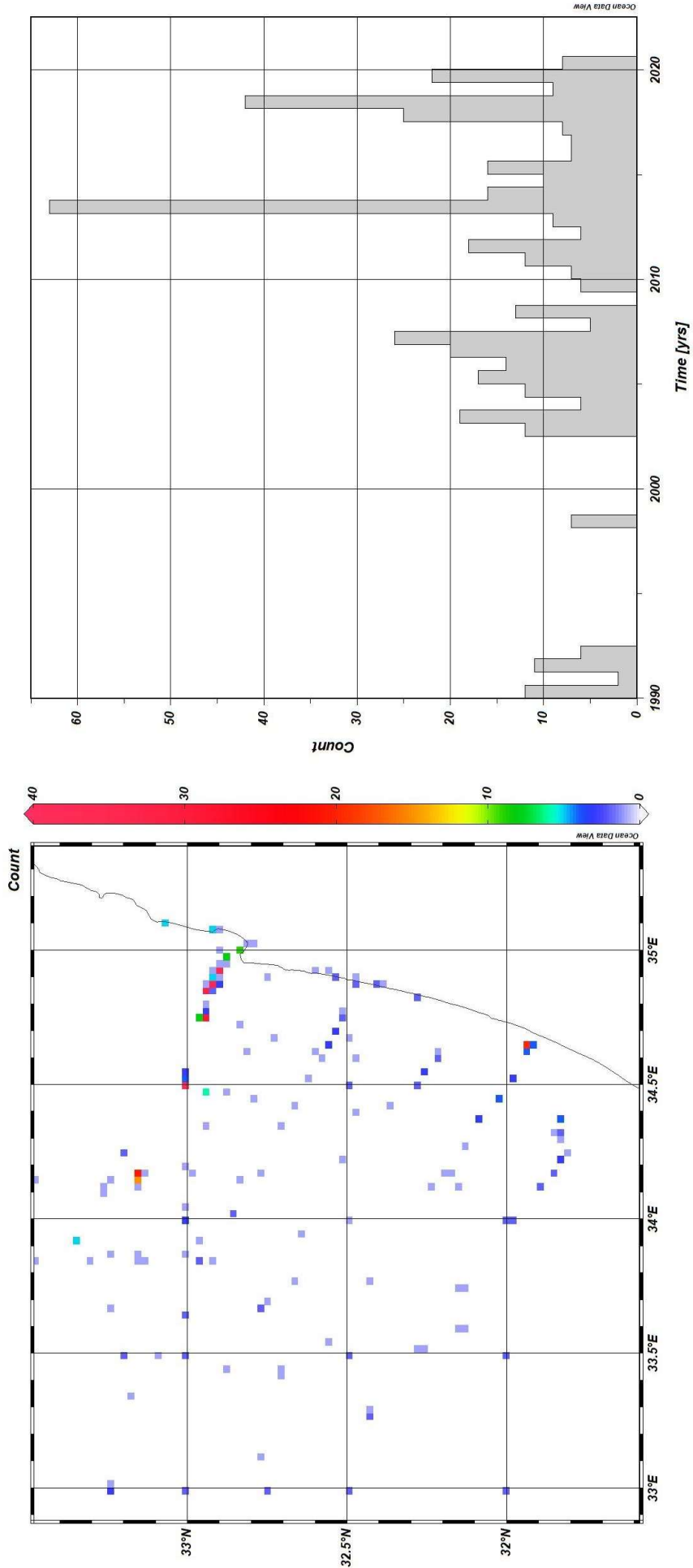
Clear Query

Get Cruises List

Log In for Download

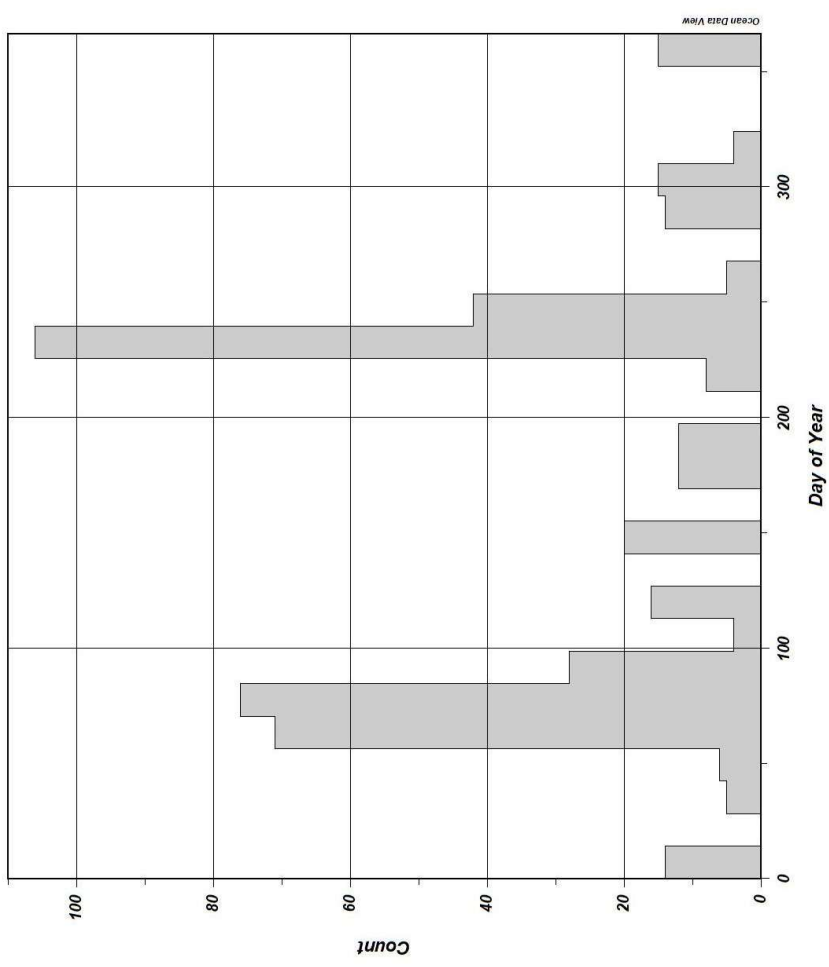
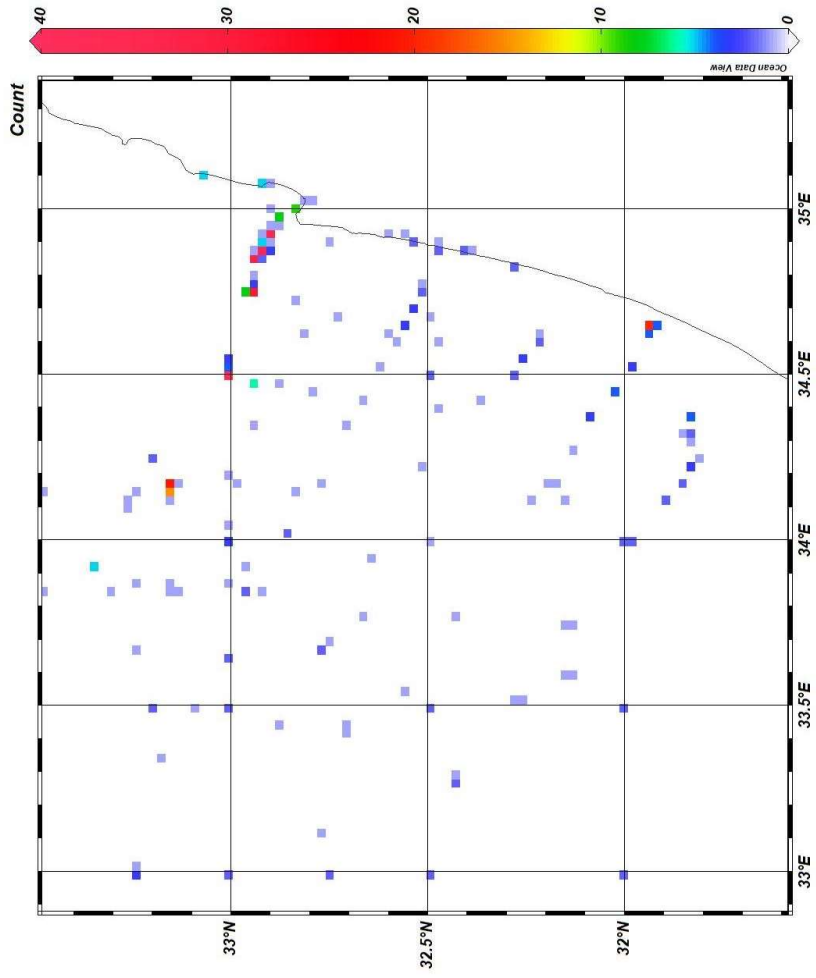


# ISRAMAR: environmental db (casts)





# ISRAMAR: environmental db (casts)

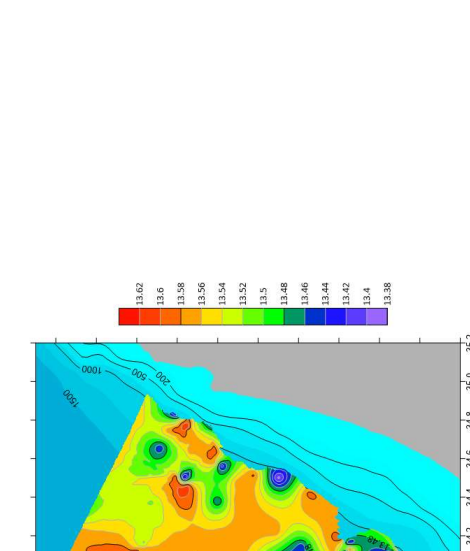
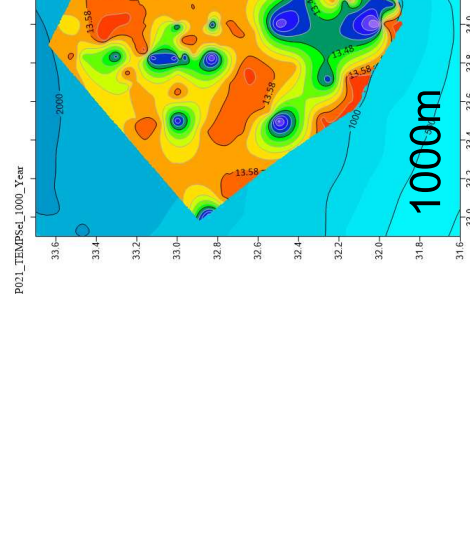
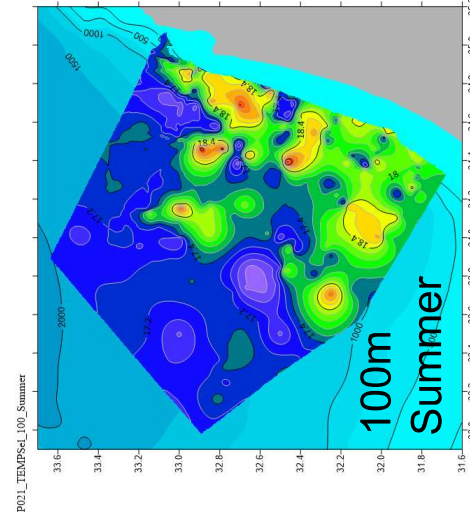
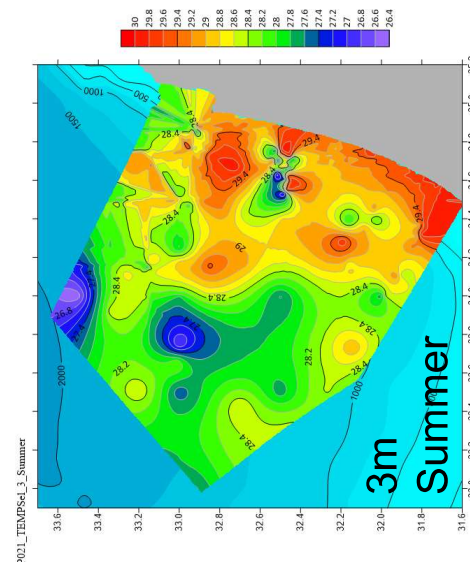
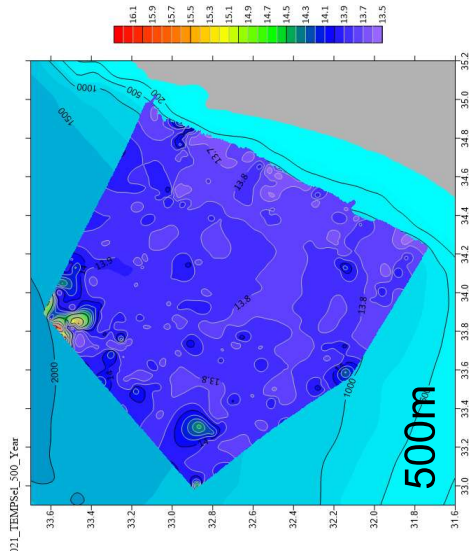
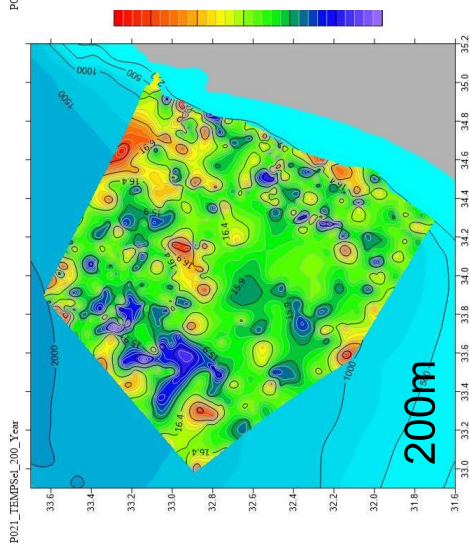
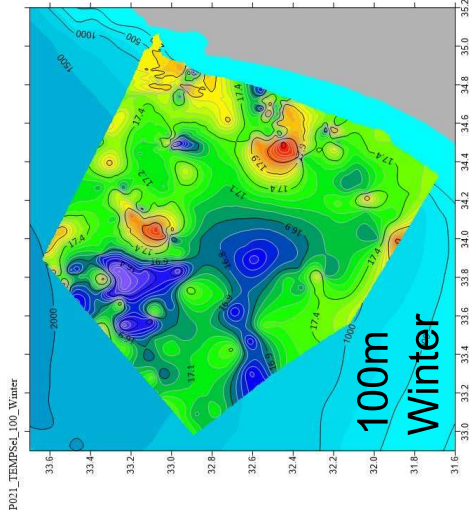
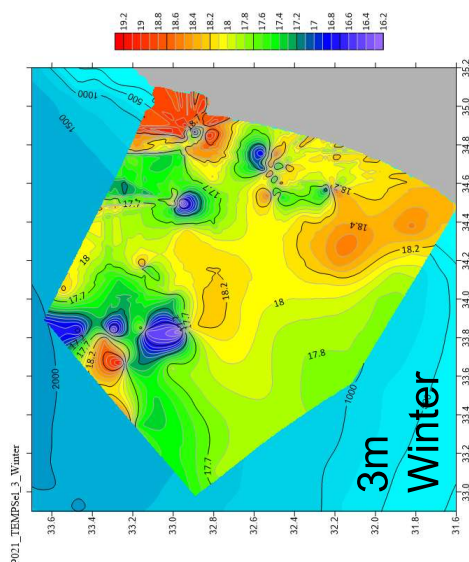


## ISRAMAR: environmental parameters

- 1) **Temperature** [°C]:  
depths 3m, 100m (summer/winter); 200m, 500m and 1000m (yearly).
- 2) **Salinity**:  
depths 3m, 100m (summer/winter); 200m, 500m and 1000m (yearly).
- 3) **Dissolved Oxygen** [µmol/kg]:  
depths 3m, 100m (summer/winter); 200m, 500m and 1000m (yearly).
- 4) **Nitrate+Nitrite conc.** {NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>} [µmol/kg]:  
depths 3m, 100m (summer/winter); 200m, 500m and 1000m (yearly).
- 5) **Silicate conc.** [µmol/kg]:  
depths 3m, 100m (summer/winter); 200m, 500m and 1000m (yearly).
- 6) **Phosphate conc.** [µmol/kg]:  
depths 200m, 500m and 1000m (yearly).  
In upper layers concentration of phosphate is below detection level.
- 7) **Chlorophyll a conc.** [mg/m<sup>3</sup>]  
depths 3m, 50m, 100m (summer/winter); 200m (yearly).

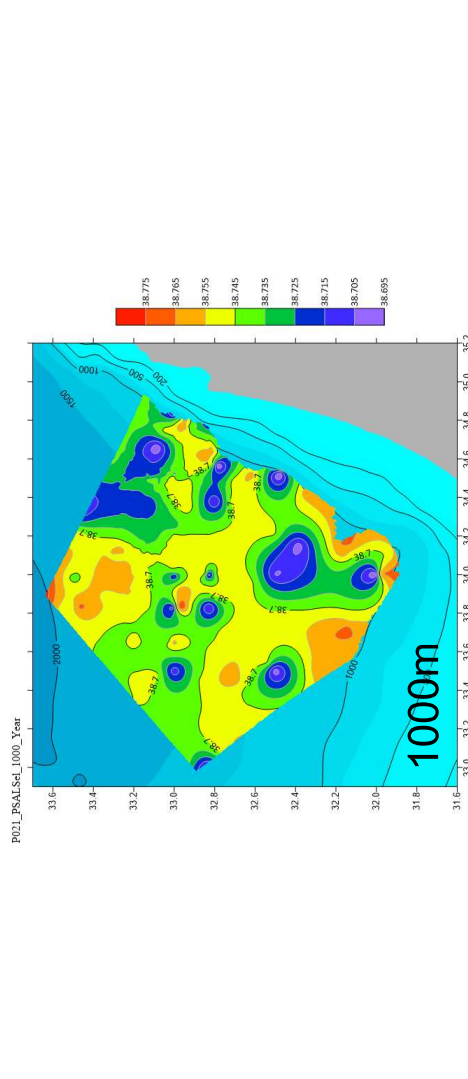
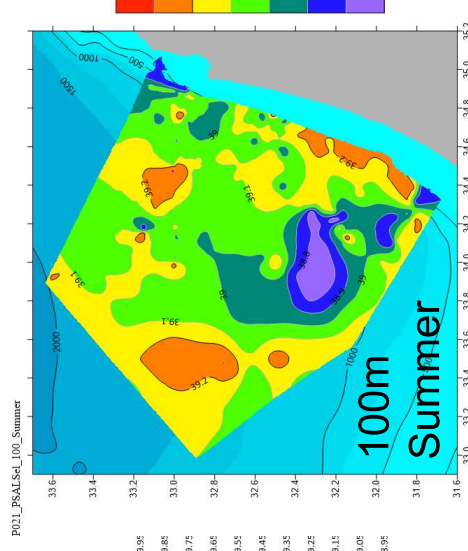
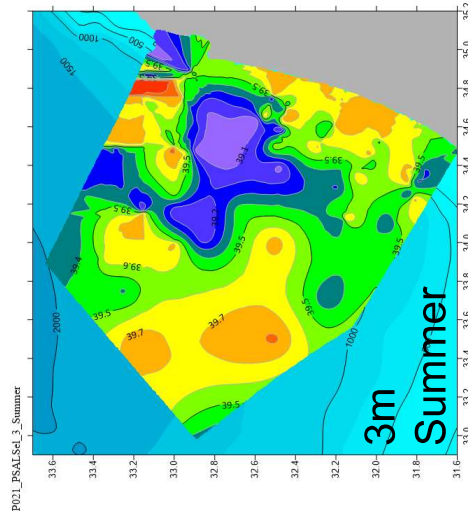
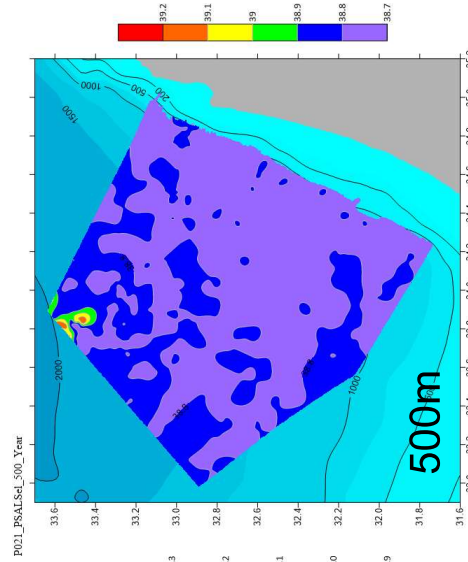
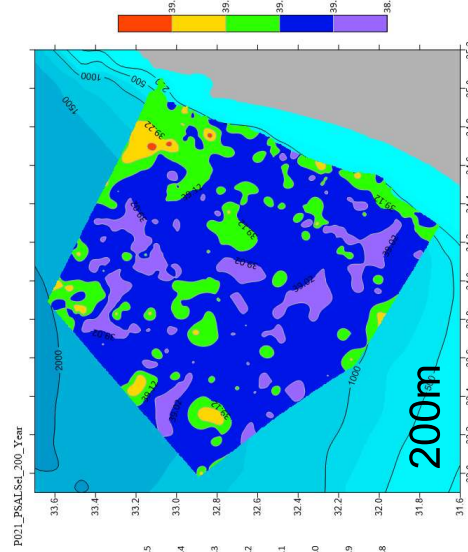
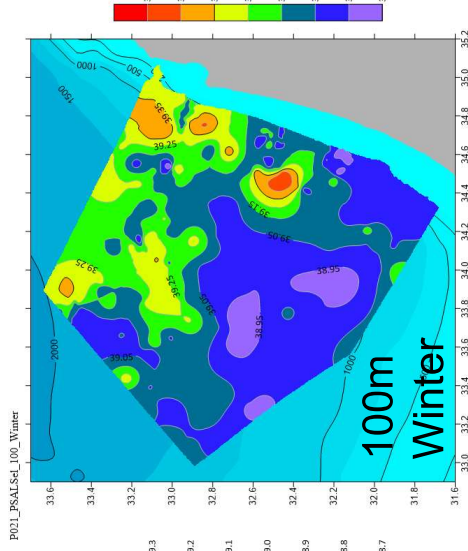
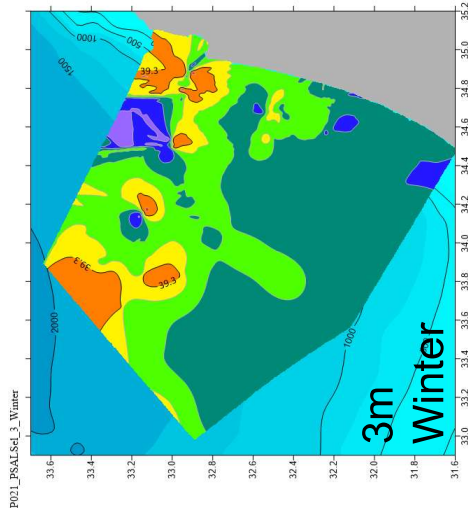


# ISRAMAR 1990-2021 Temperature [°C]

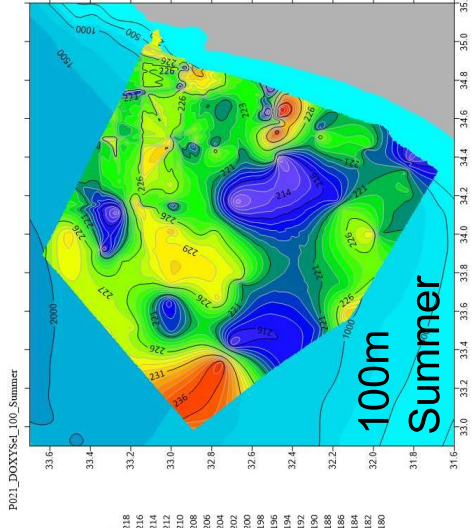
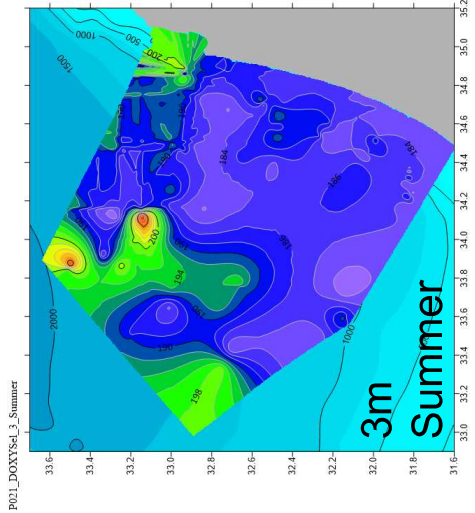
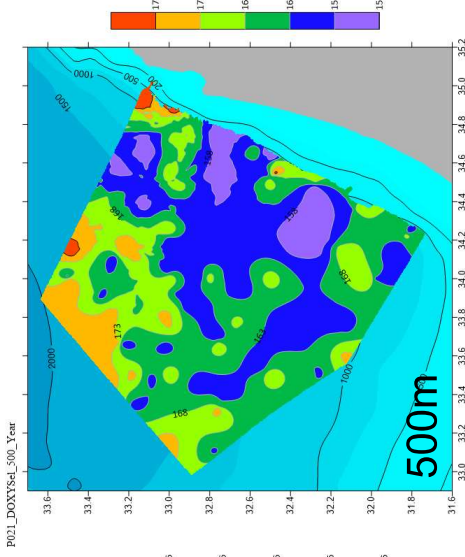
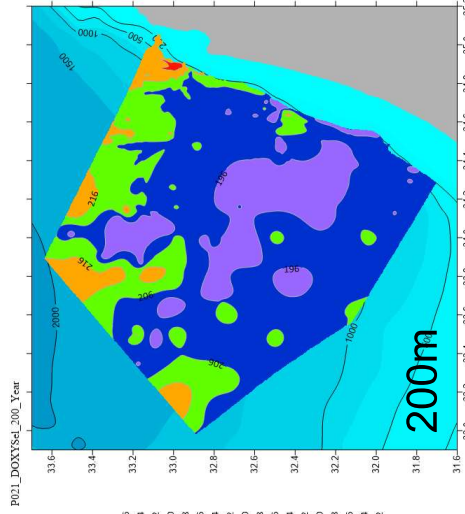
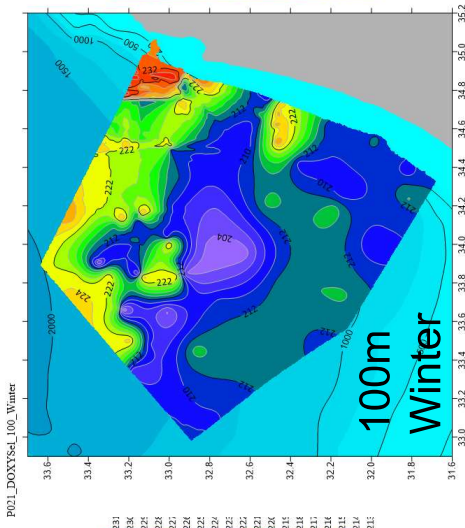
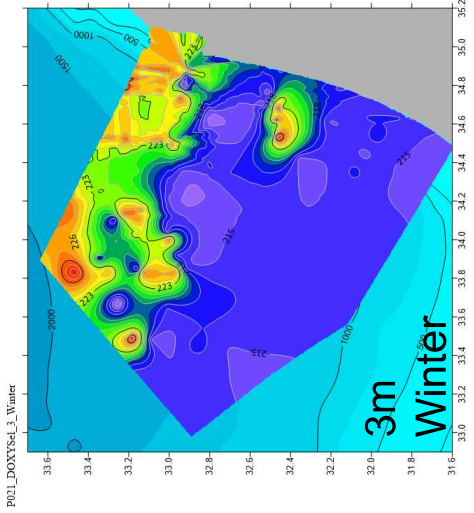




# ISRAMAR 1990-2021 Salinity

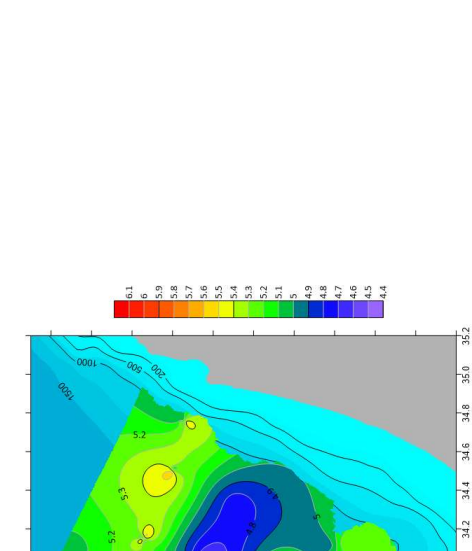
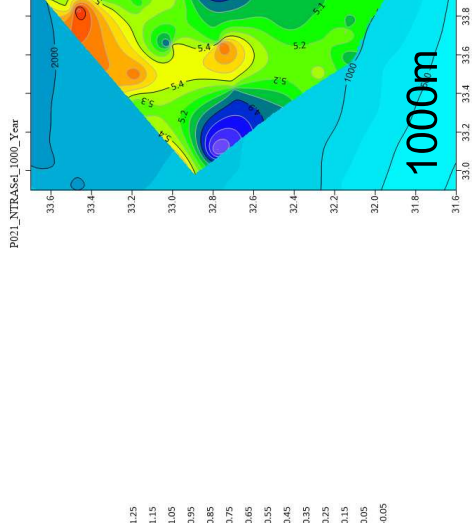
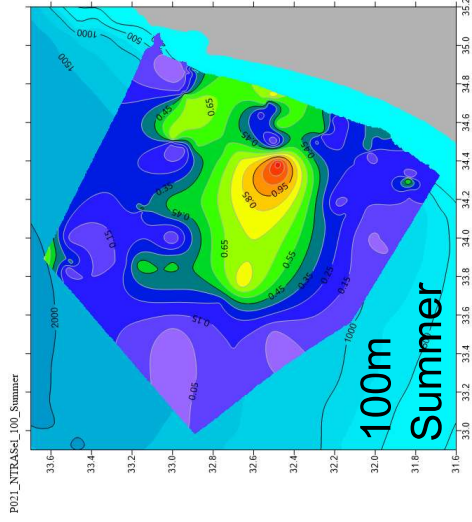
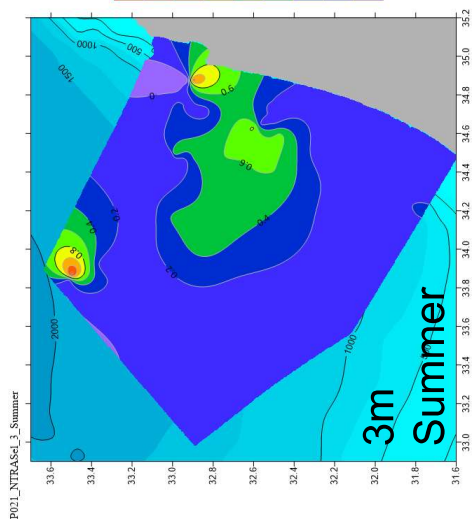
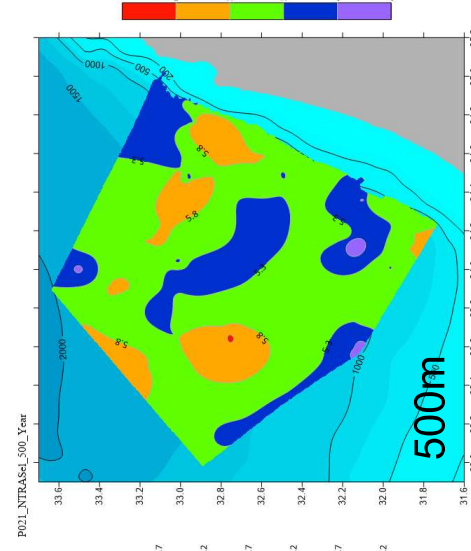
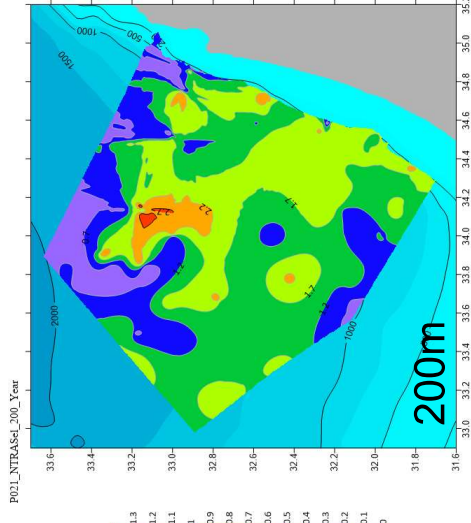
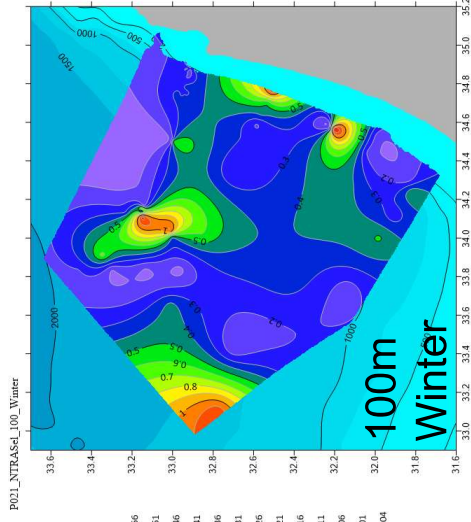
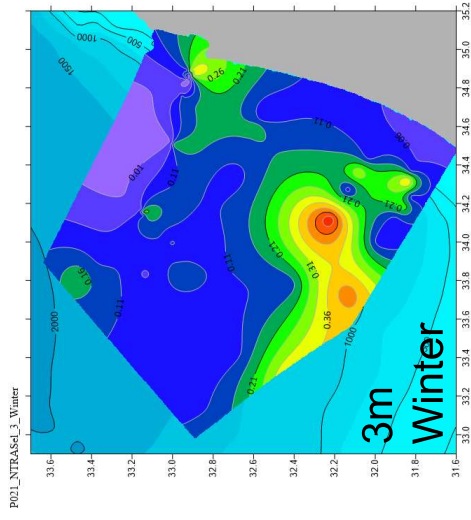


# ISRAMAR 1990-2021 Dissolved Oxygen [ $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ]

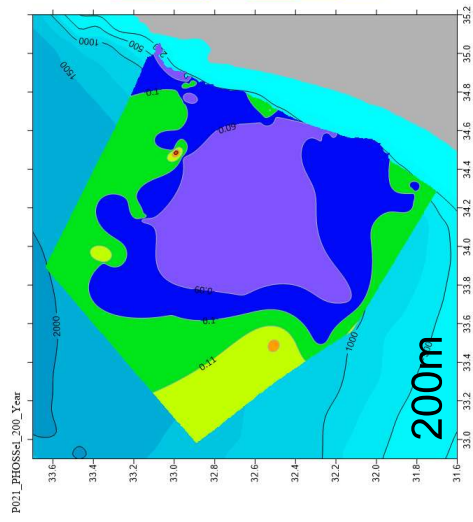
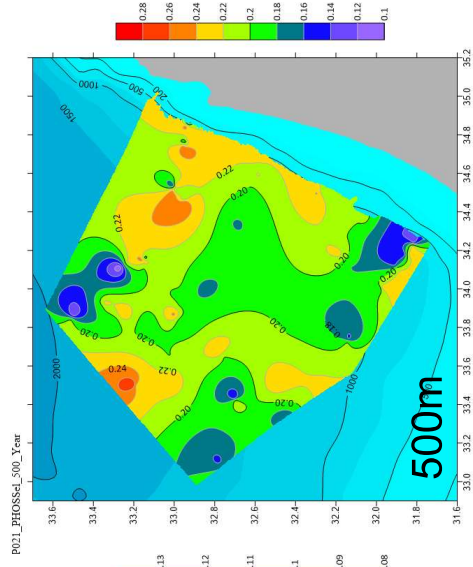
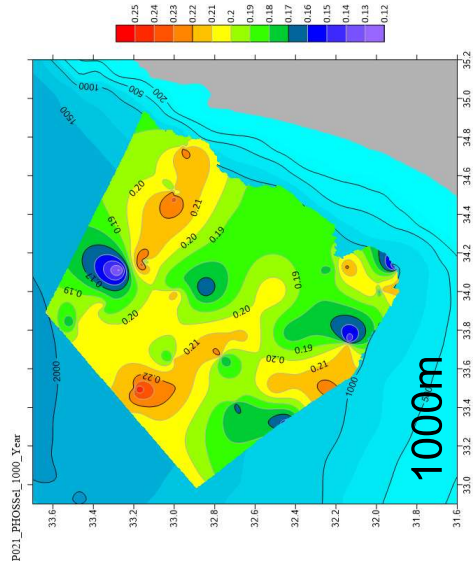




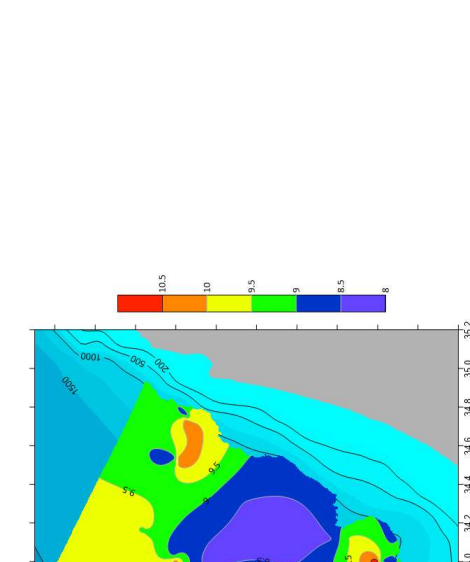
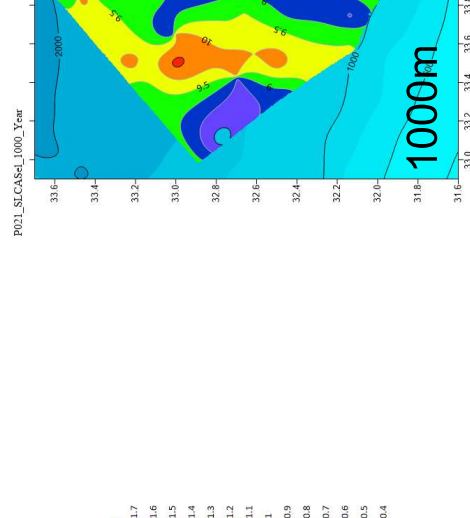
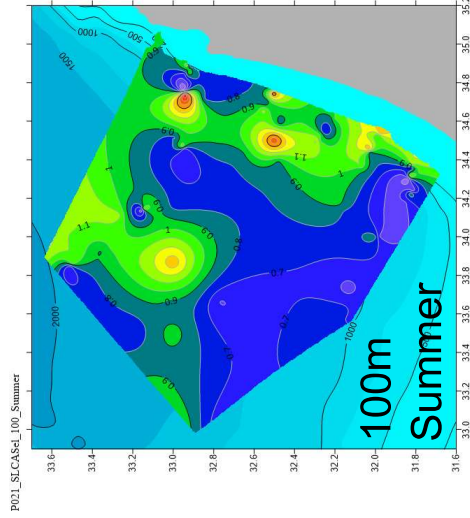
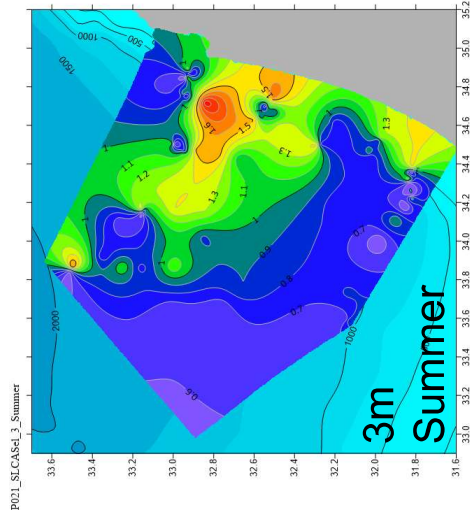
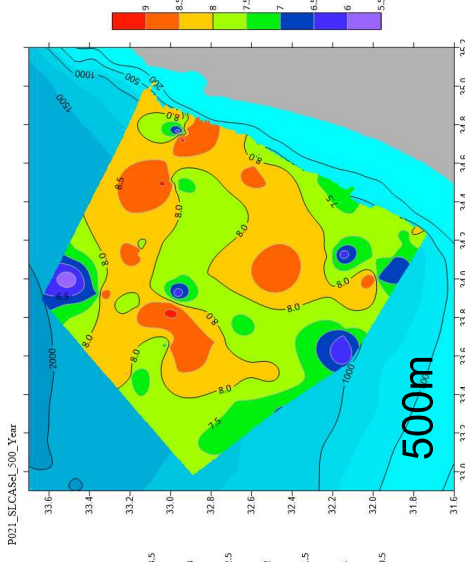
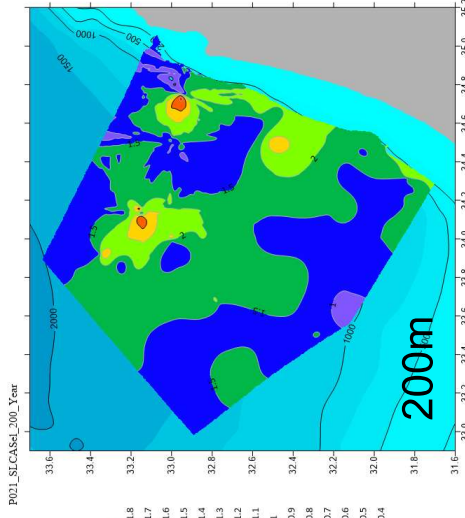
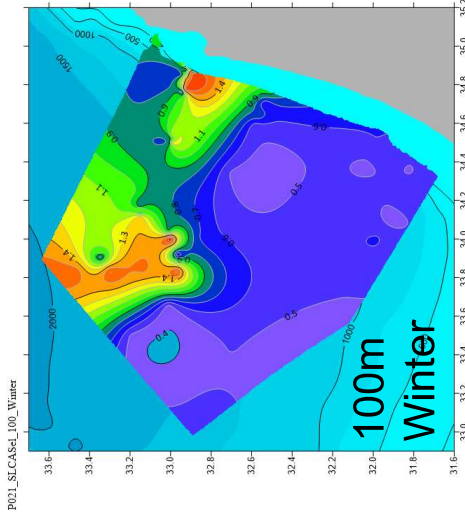
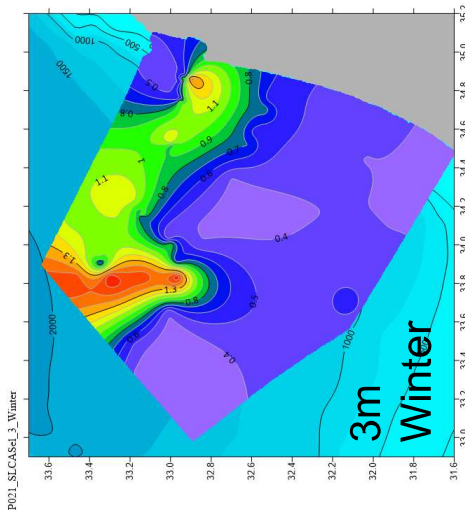
# ISRAMAR 1990-2021 $\text{NO}_x$ [ $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ]



# ISRAMAR 1990-2021 PO<sub>4</sub> [ $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ]



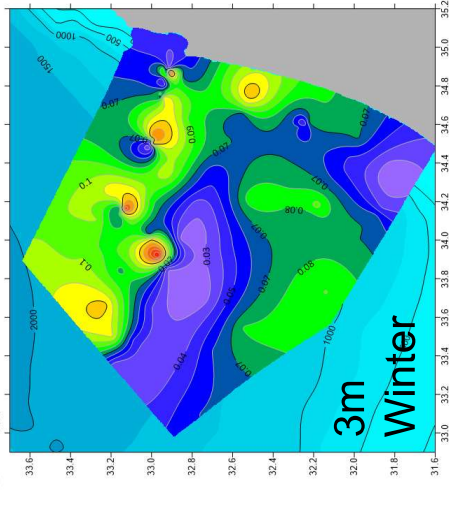
# ISRAMAR 1990-2021 SiO<sub>4</sub> [ $\mu\text{mol kg}^{-1}$ ]



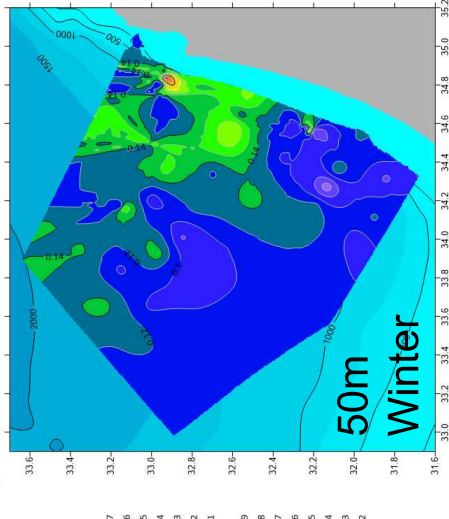


# ISRAMAR 1990-2021 Chlorophyll a [ $\text{mg m}^{-3}$ ]

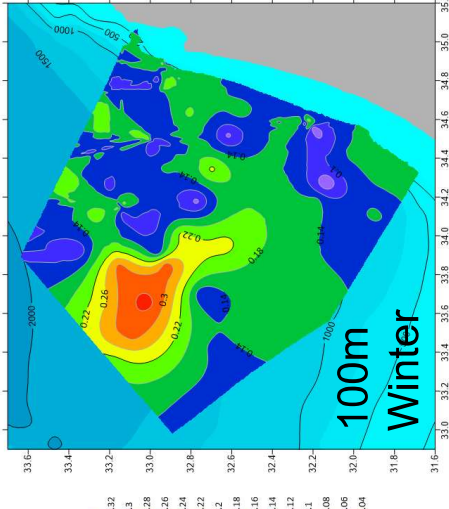
PO21\_CPWCSEsl\_3\_Winter



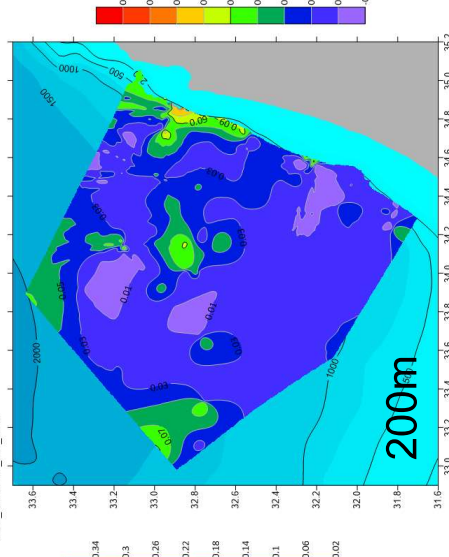
PO21\_CPWCSEsl\_50\_Winter



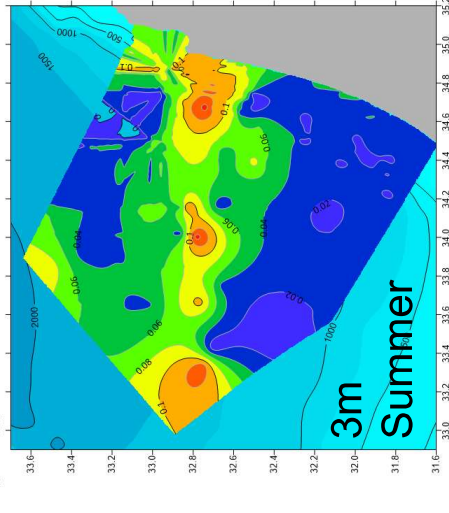
PO21\_CPWCSEsl\_100\_Winter



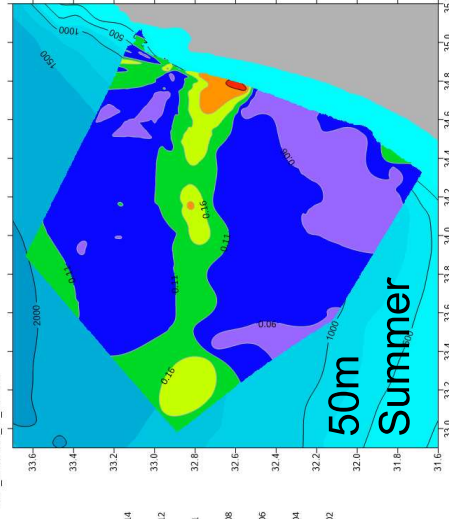
PO21\_CPWCSEsl\_200\_Year



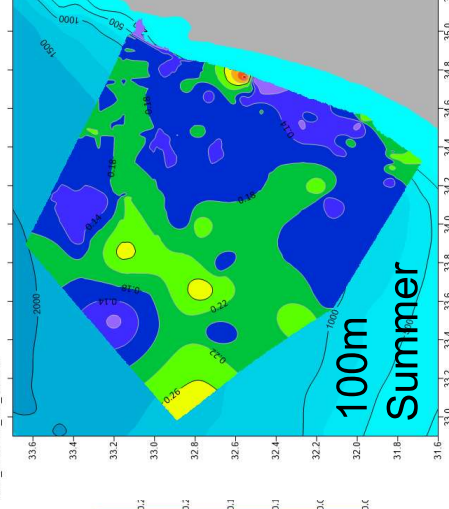
PO21\_CPWCSEsl\_3\_Summer

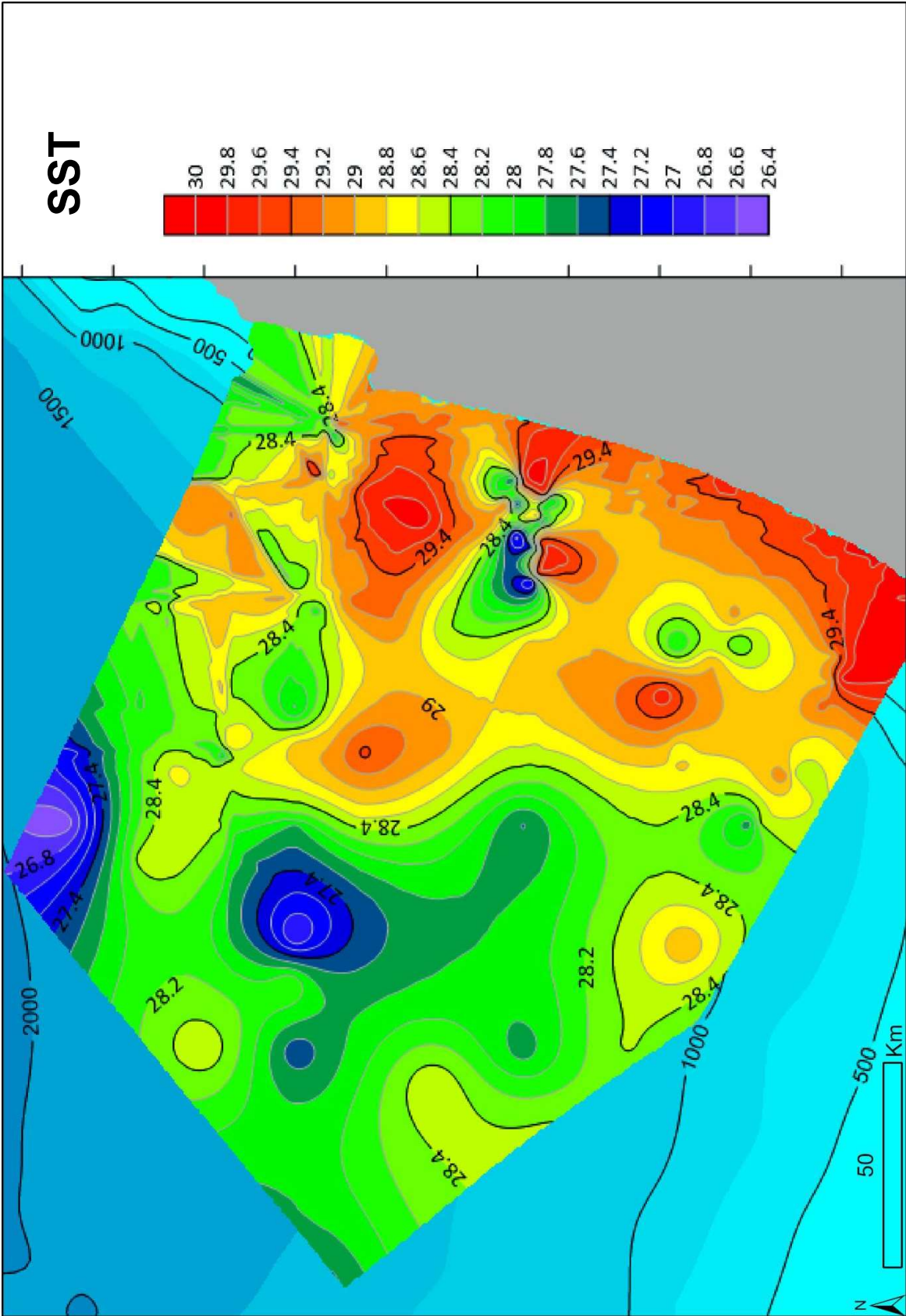


PO21\_CPWCSEsl\_50\_Summer

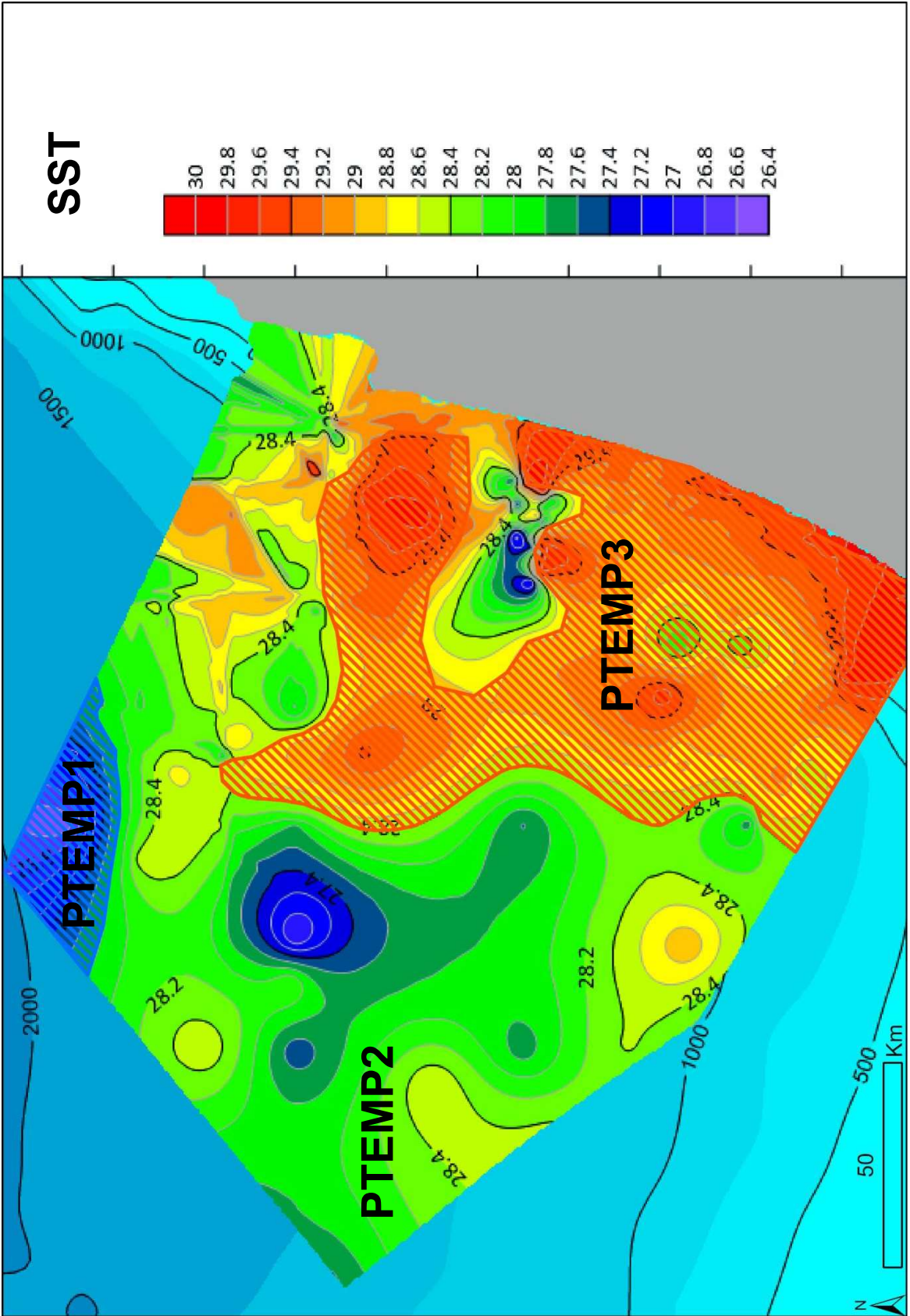


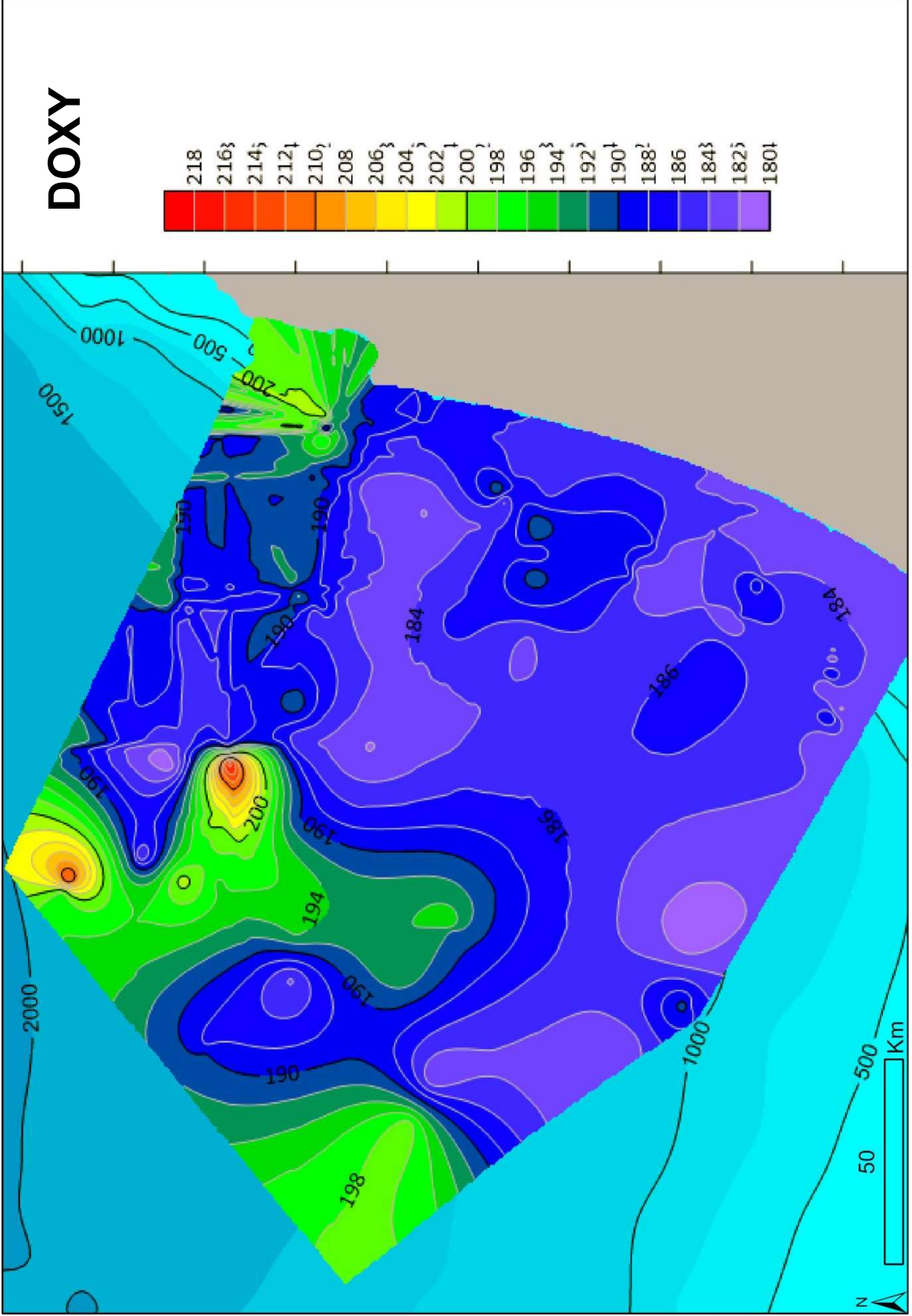
PO21\_CPWCSEsl\_100\_Summer

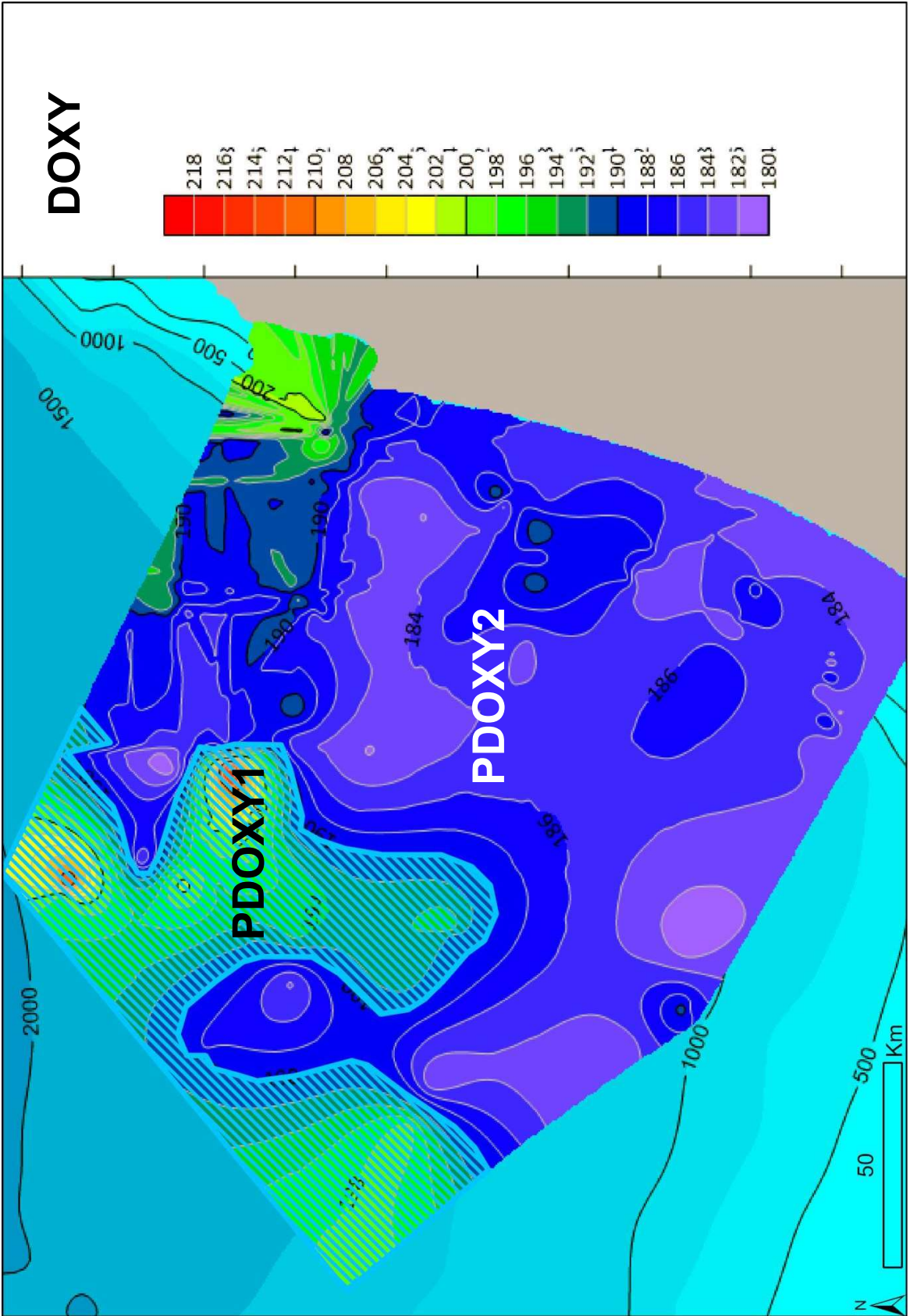






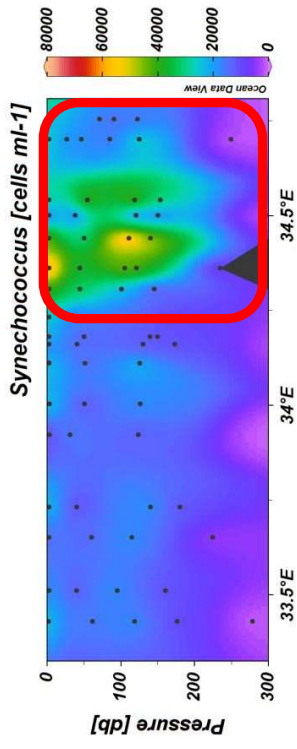




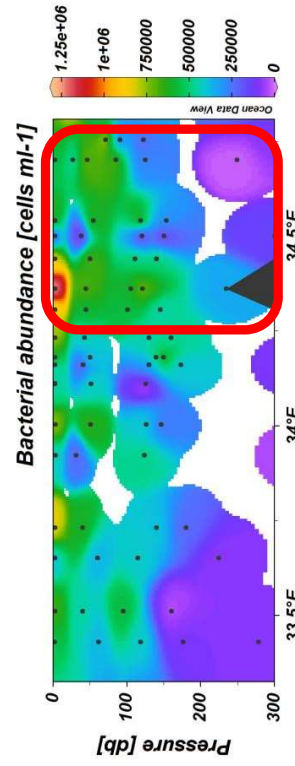
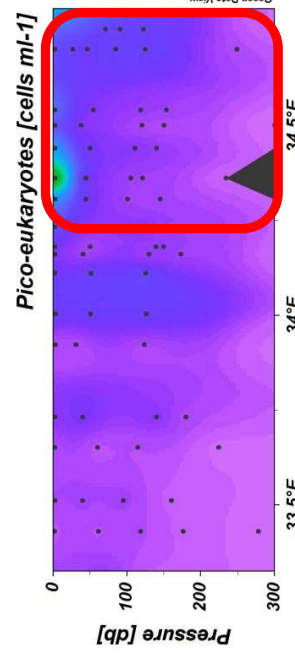
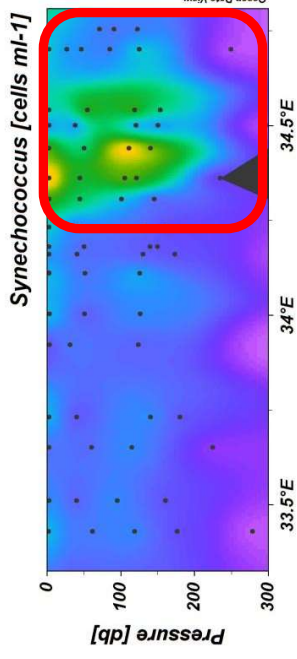
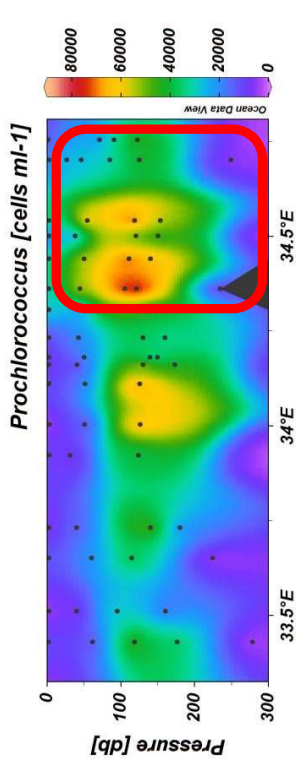




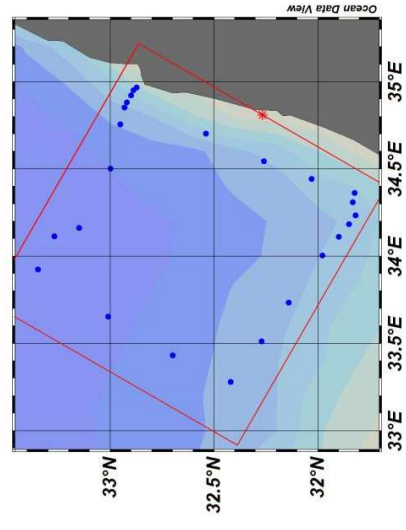
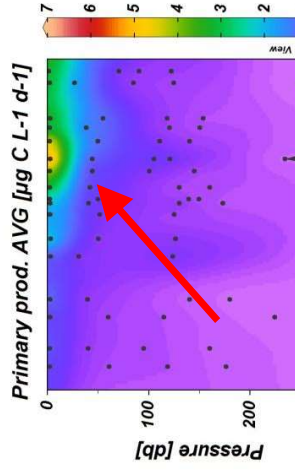
# Biological data: primary producers and bacterial abundance/productivity



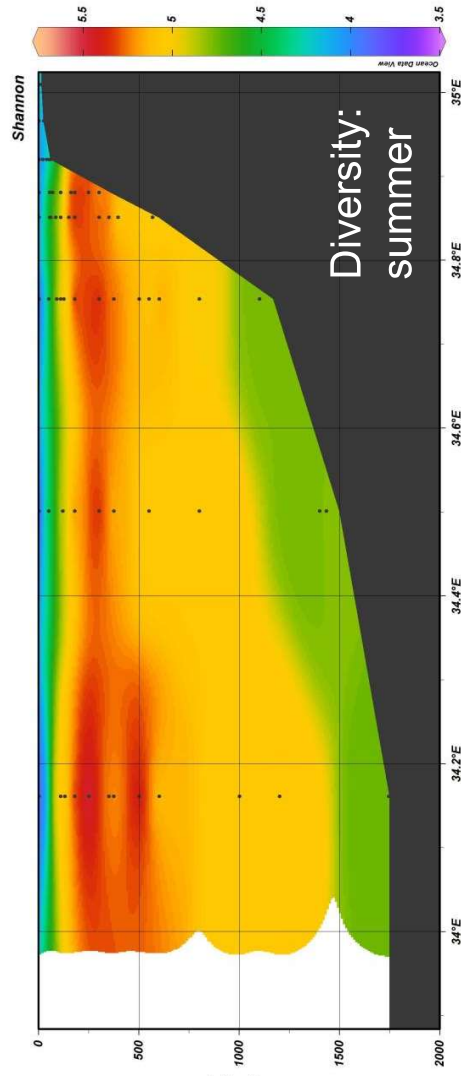
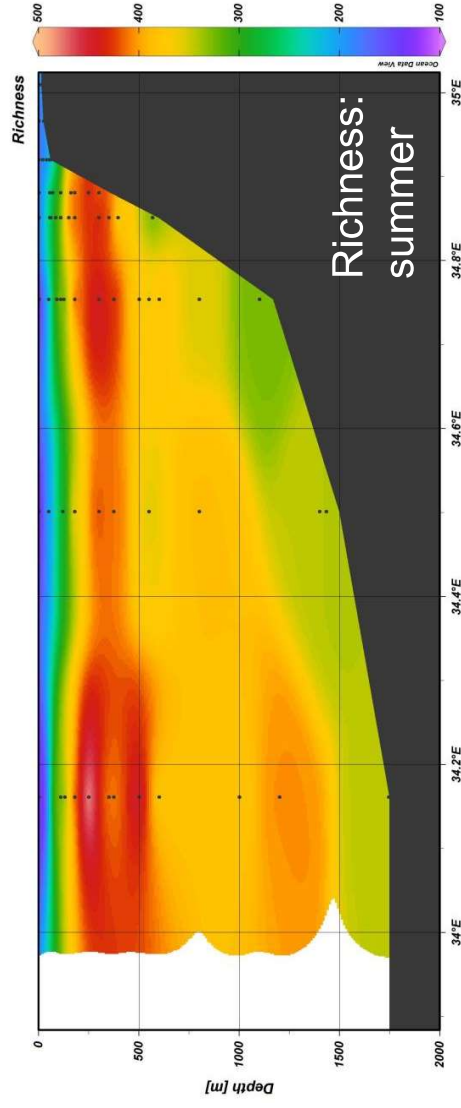
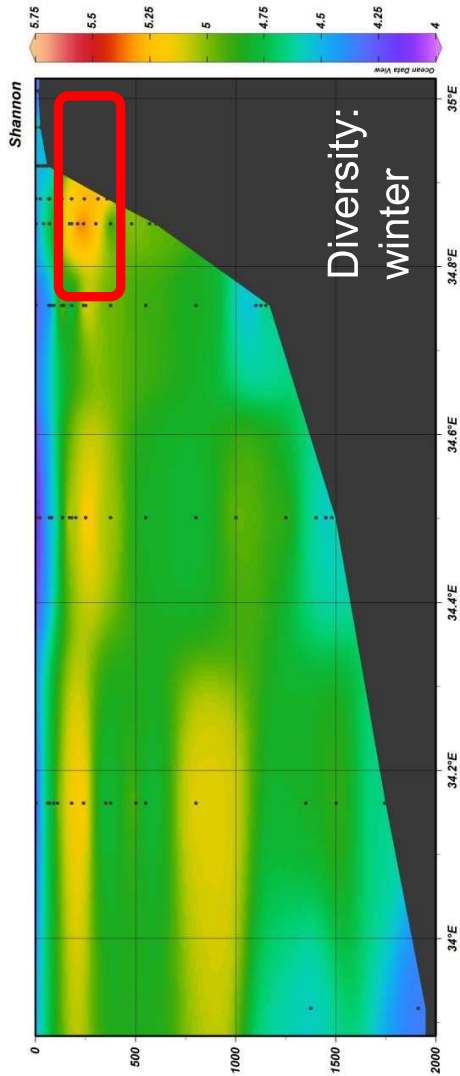
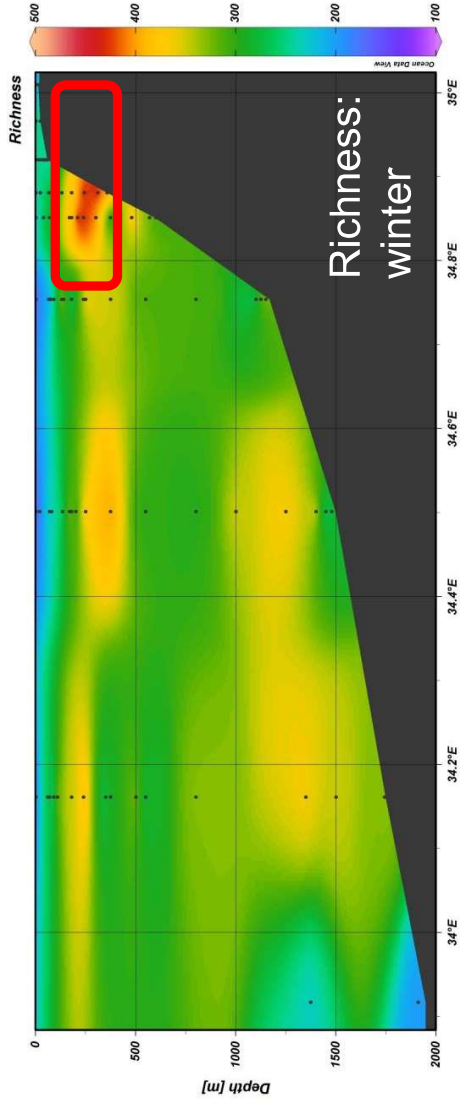
Higher abundances above the slope



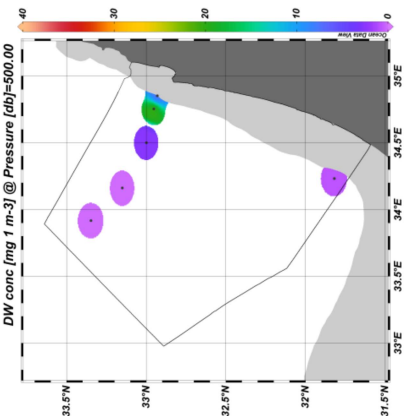
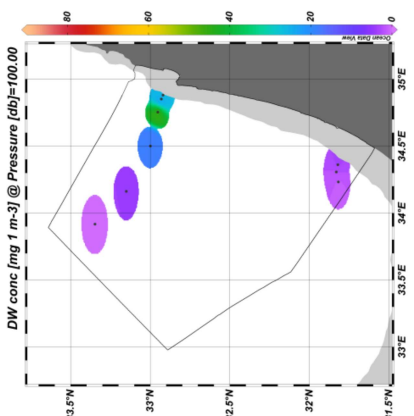
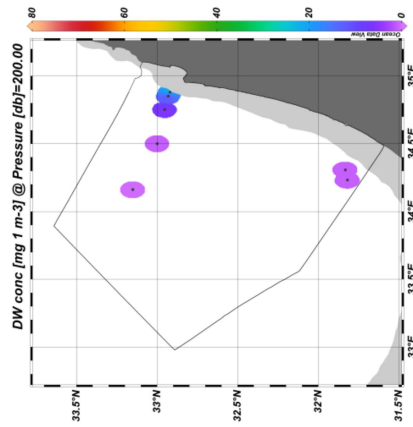
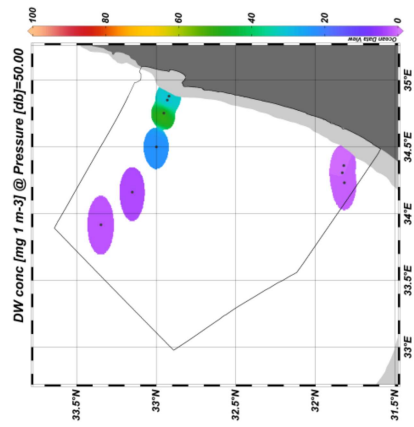
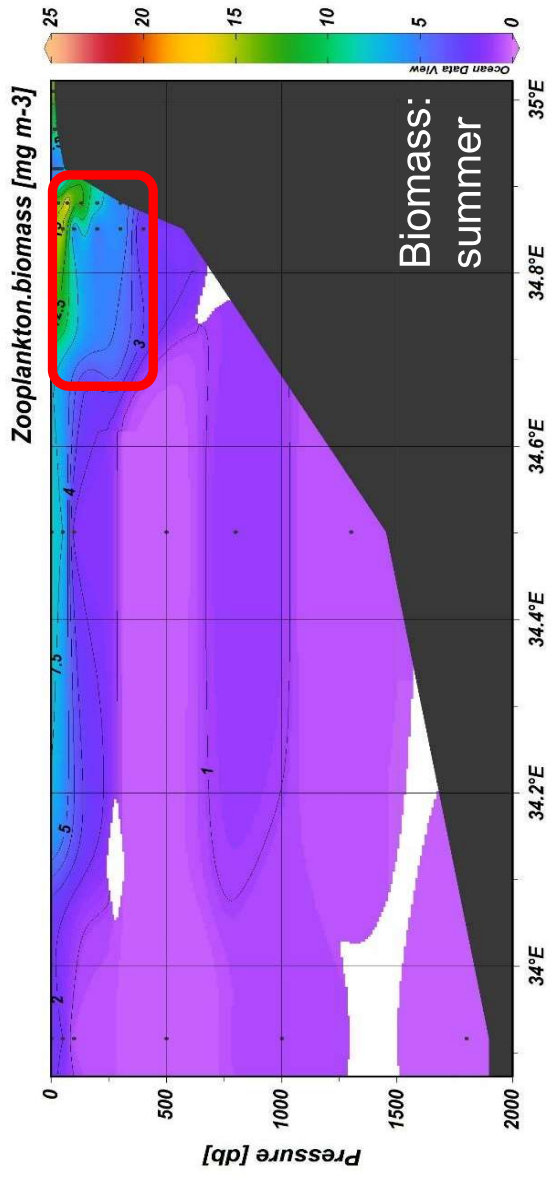
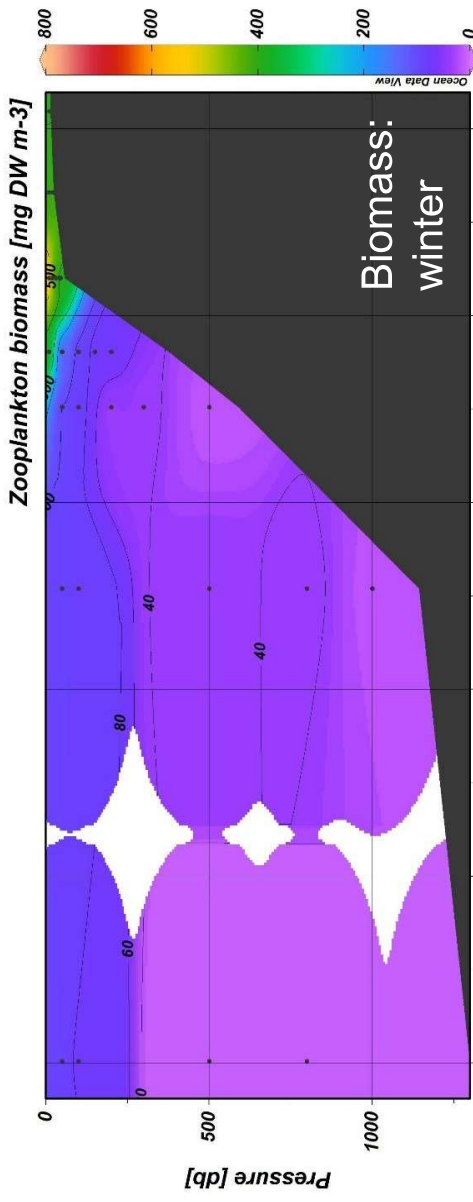
Higher productivity above the slope



# Biological data: Bacterial richness and diversity



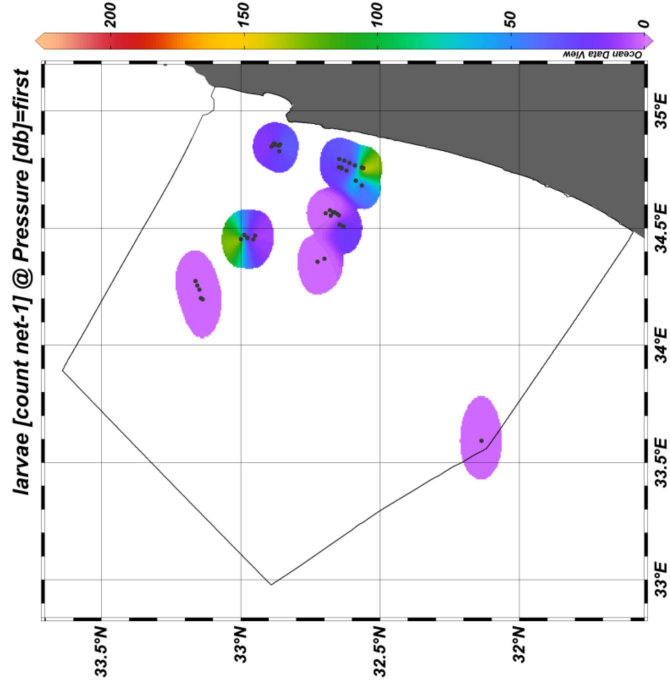
# Biological data: Zooplankton biomass [mg DW m<sup>-3</sup>]



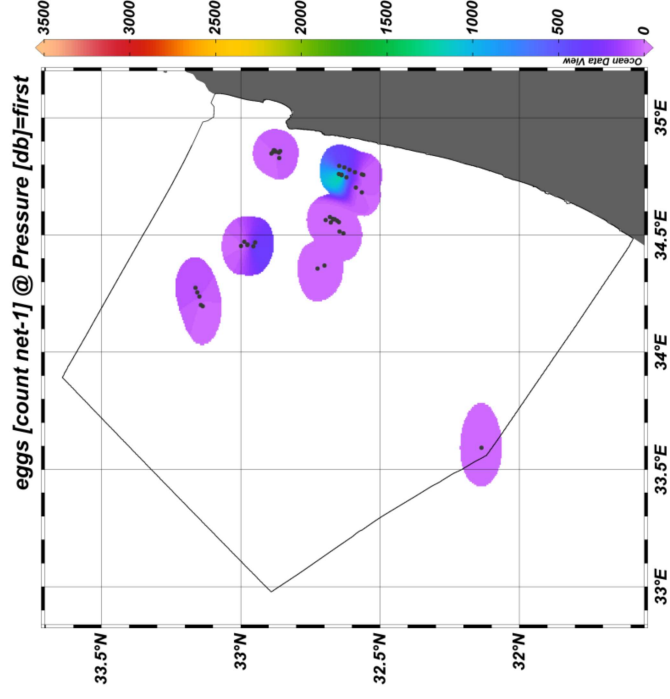


# Biological data: ichthyoplankton

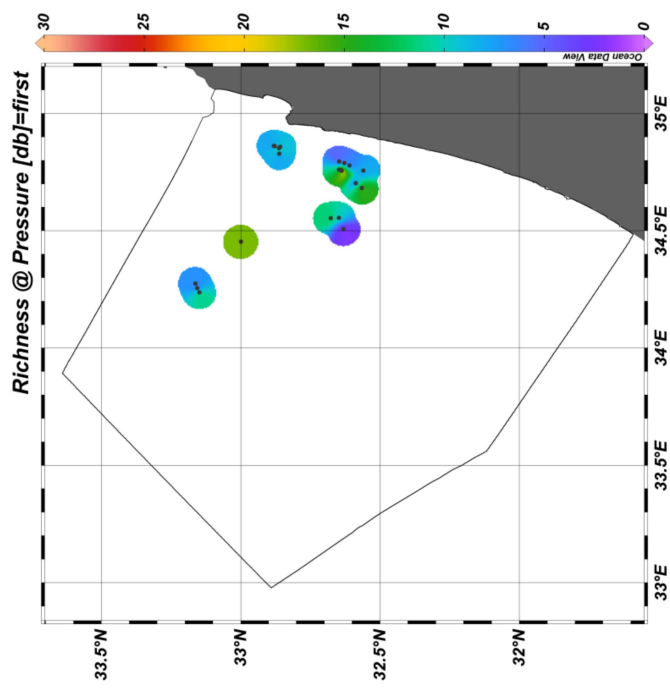
fish larvae abundance

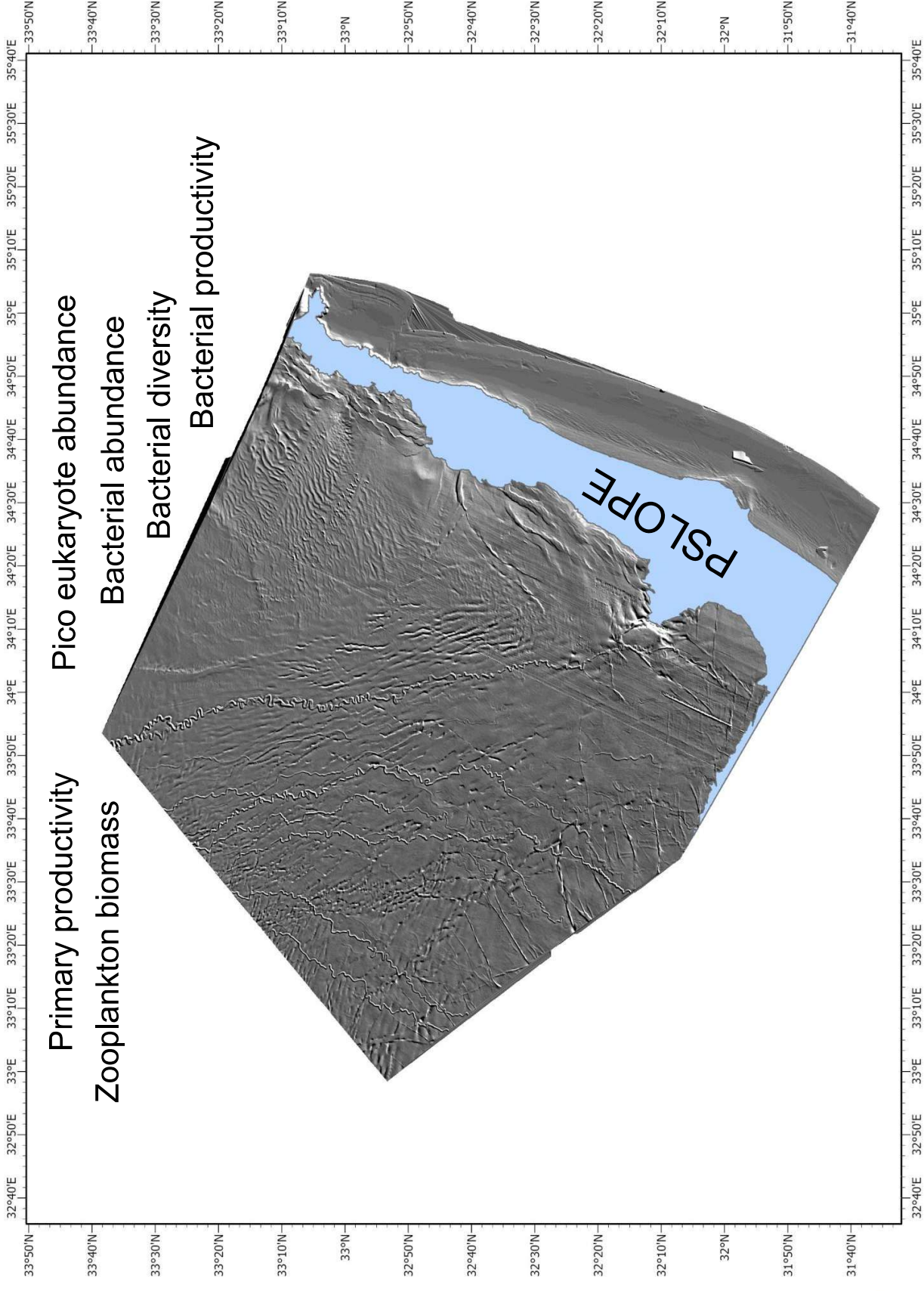


fish eggs abundance



species richness





Primary productivity  
Zooplankton biomass

Pico eukaryote abundance  
Bacterial abundance

Bacterial diversity  
Bacterial productivity

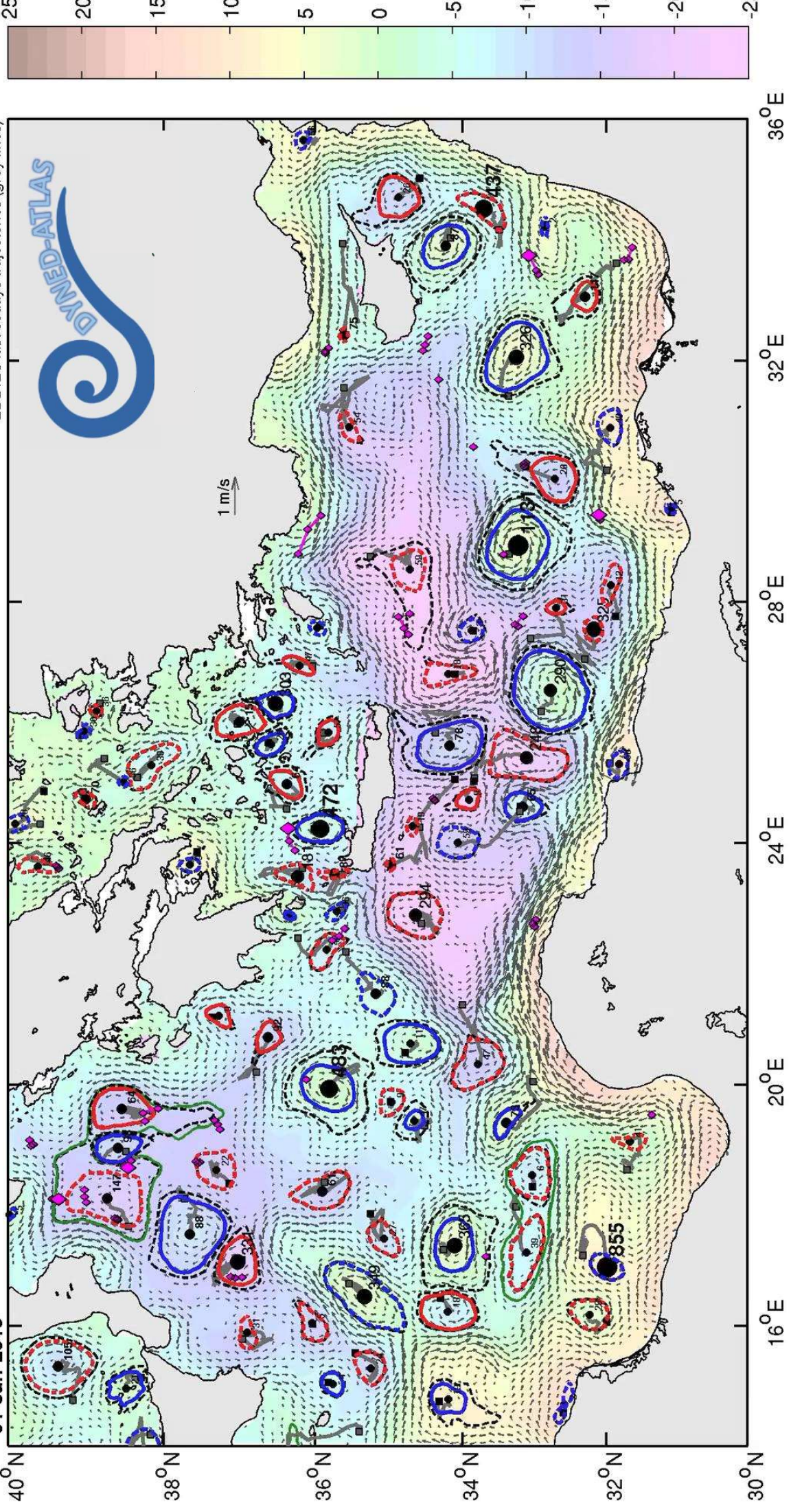




# 2000-2018, Angular Momentum Eddy Detection Algorithm (AMEDA)

01-Jan-2015

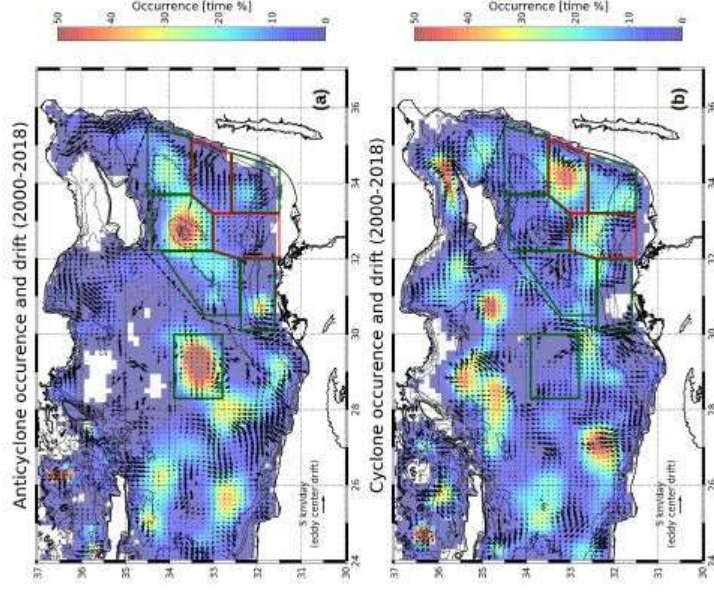
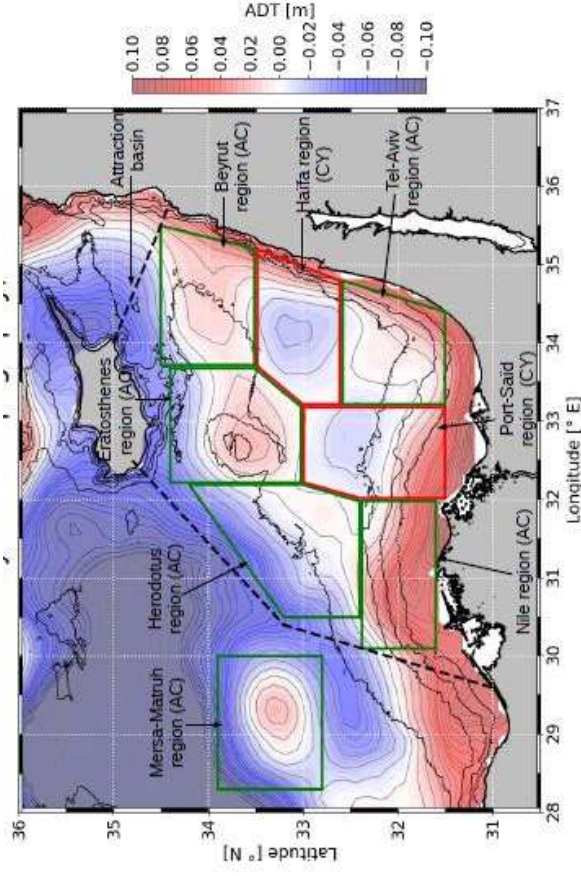
ARGO last 15days (pink diamonds)  
EDDIES last 30days trajectories (grey lines)





# Lagrangian eddy tracking reveals the Eratosthenes anticyclonic attractor in the eastern Levantine Basin

Alexandre Barboni<sup>1,2</sup>, Ayah Lazar<sup>3</sup>, Alexandre Stegner<sup>1</sup>, and Evangelos Moschos<sup>1</sup>

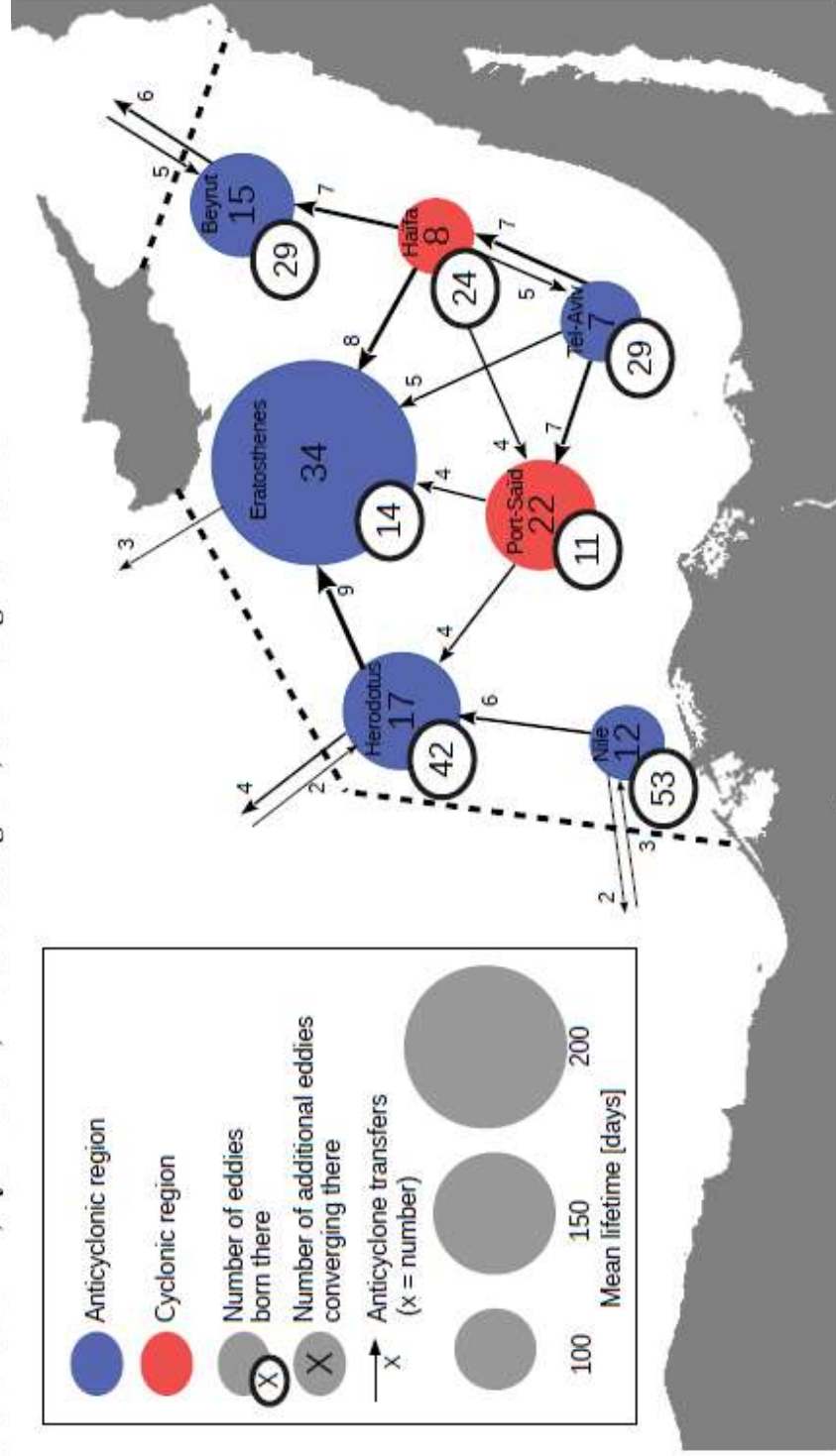


- a complex and persistent eddying activity was observed in the Southeastern Mediterranean Sea displaying extreme subsurface temperature and salinity anomalies.
- In front of Haifa – Cyclonic eddies, In front of Tel-Aviv – Anticyclonic eddies.



# Lagrangian eddy tracking reveals the Eratosthenes anticyclonic attractor in the eastern Levantine Basin

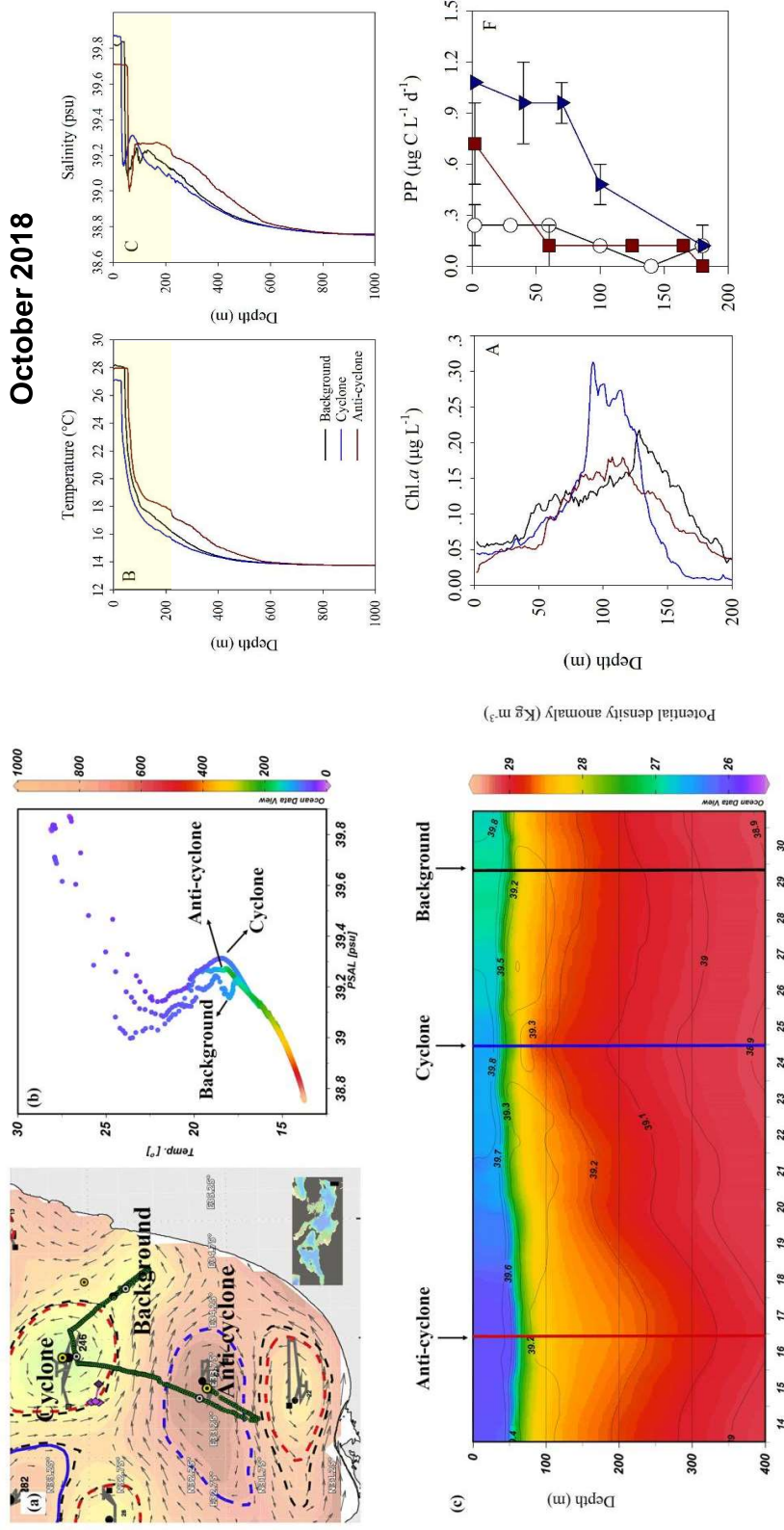
Alexandre Barboni<sup>1,2</sup>, Ayah Lazar<sup>3</sup>, Alexandre Stegner<sup>1</sup>, and Evangelos Moschos<sup>1</sup>





# Influence of cyclonic and anticyclonic eddies on plankton in the southeastern Mediterranean Sea during late summertime

Natalia Belkin<sup>1</sup>, Tamar Guy-Haim<sup>1</sup>, Maxim Rubin-Blum<sup>1</sup>, Ayah Lazar<sup>1</sup>, Guy Sisma-Ventura<sup>1</sup>, Rainer Kiko<sup>2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup>, Tal Ozer<sup>1</sup>, Isaac Gertman<sup>1</sup>, Barak Herut<sup>1</sup>, and Eyal Rahav<sup>1</sup>

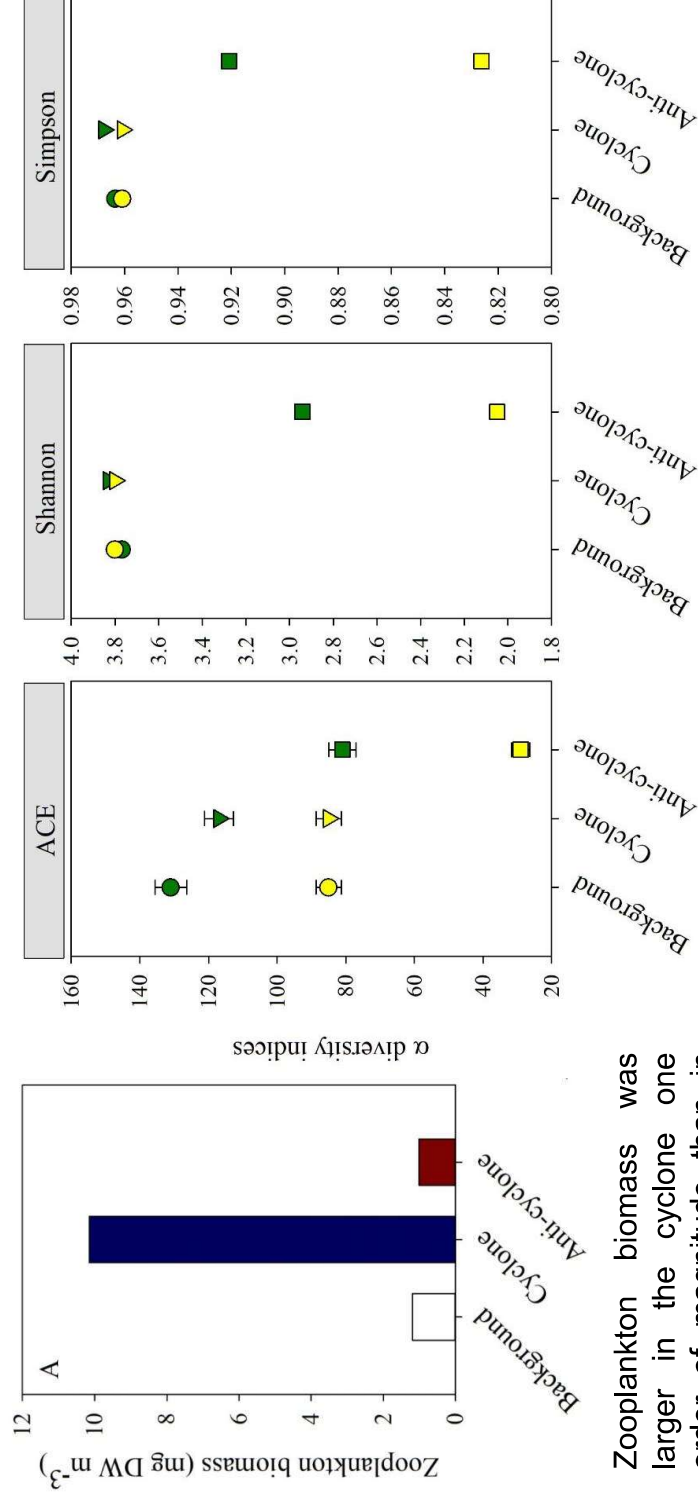


Days in October 2018



# Influence of cyclonic and anticyclonic eddies on plankton in the southeastern Mediterranean Sea during late summertime

Natalia Belkin<sup>1</sup>, Tamar Guy-Haim<sup>1</sup>, Maxim Rubin-Blum<sup>1</sup>, Ayah Lazar<sup>1</sup>, Guy Sisma-Ventura<sup>1</sup>, Rainer Kiko<sup>2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup>, Tal Ozer<sup>1</sup>, Isaac Gertman<sup>1</sup>, Barak Herut<sup>1</sup>, and Eyal Rahav<sup>1</sup>



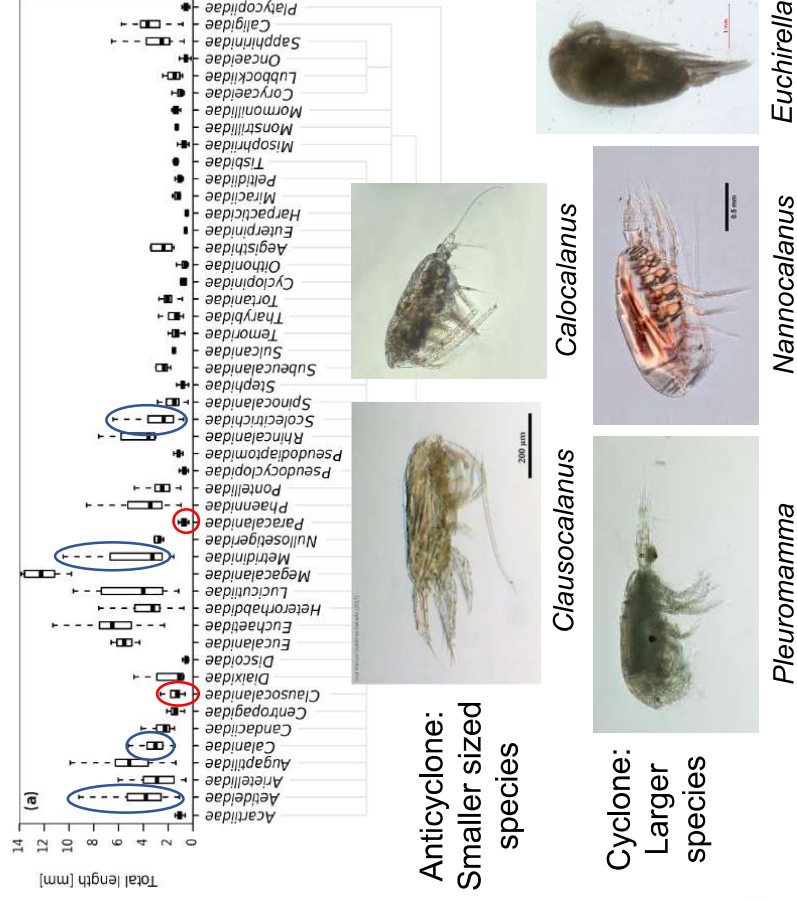
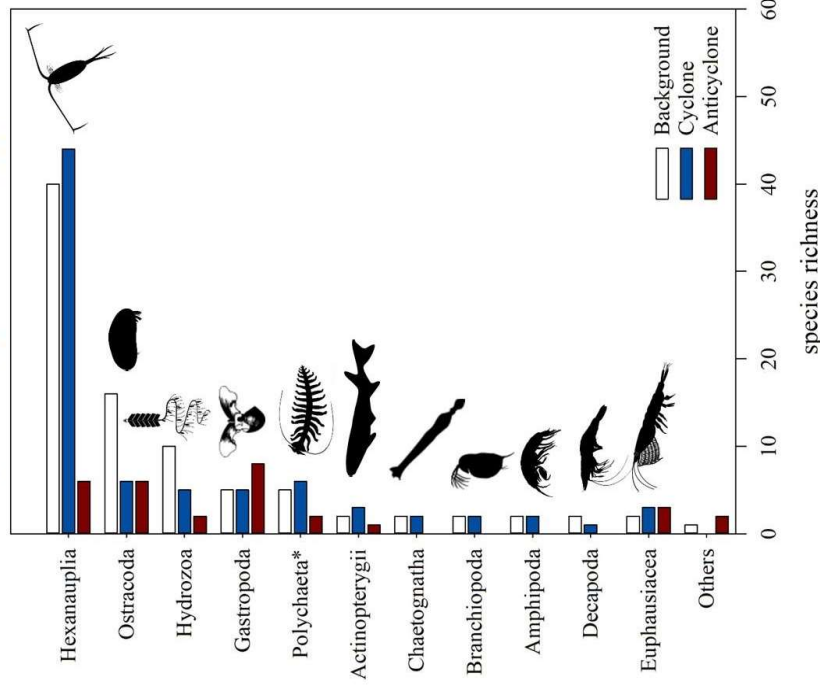
- Zooplankton biomass was larger in the cyclone one order of magnitude than in the anticyclonic eddy
- Taxa richness and diversity (based on COI and 18S) were lower in the anticyclonic eddy compared with the cyclone and background stations





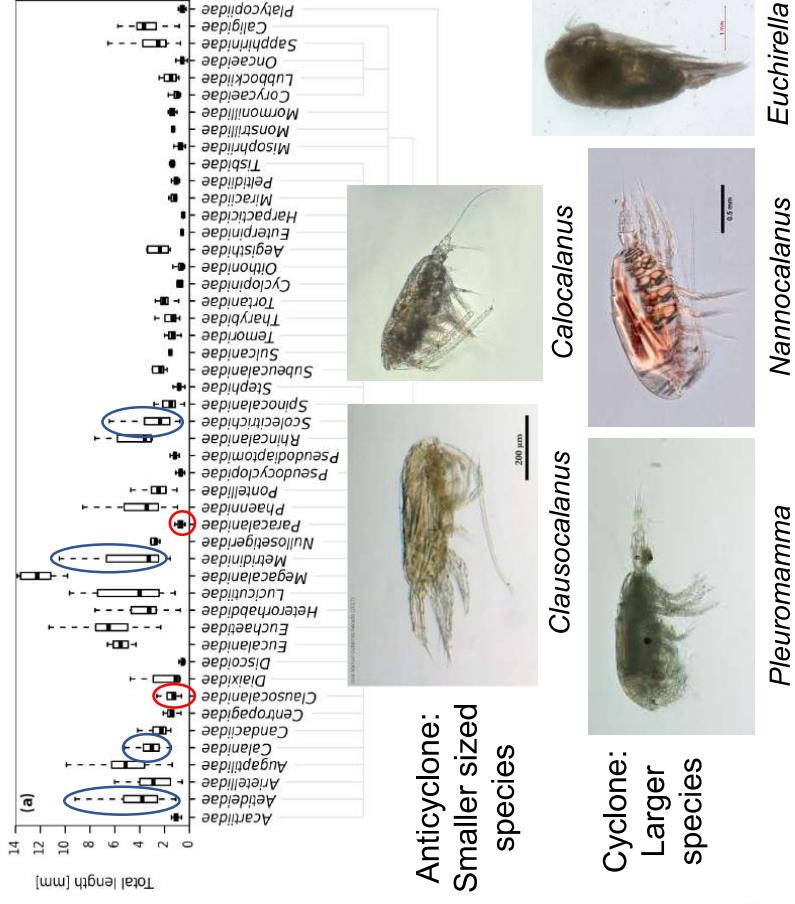
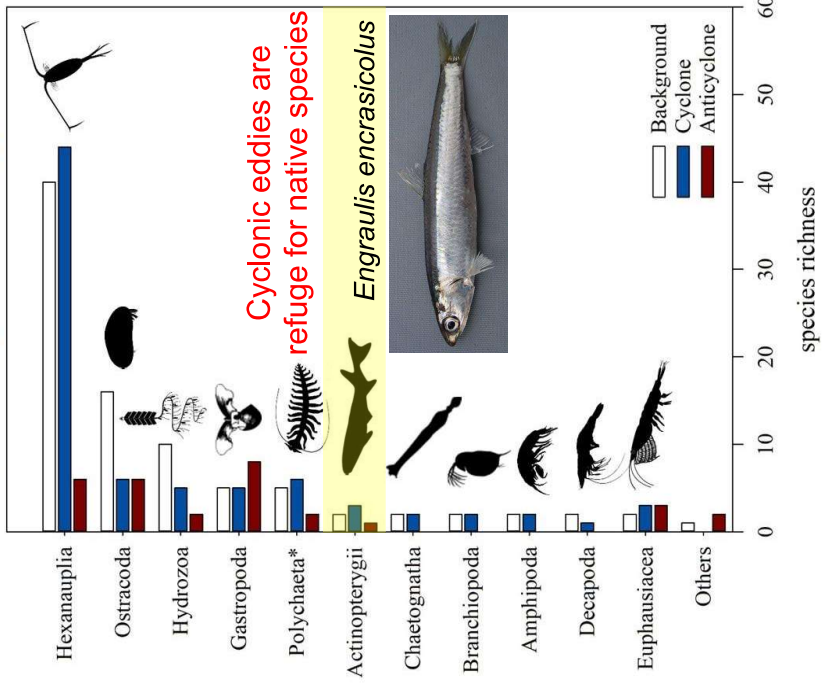
# Influence of cyclonic and anticyclonic eddies on plankton in the southeastern Mediterranean Sea during late summertime

Natalia Belkin<sup>1</sup>, Tamar Guy-Haim<sup>1</sup>, Maxim Rubin-Blum<sup>1</sup>, Ayah Lazar<sup>1</sup>, Guy Sisma-Ventura<sup>1</sup>, Rainer Kiko<sup>2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup>, Tal Ozer<sup>1</sup>, Isaac Gertman<sup>1</sup>, Barak Herut<sup>1</sup>, and Eyal Rahav<sup>1</sup>



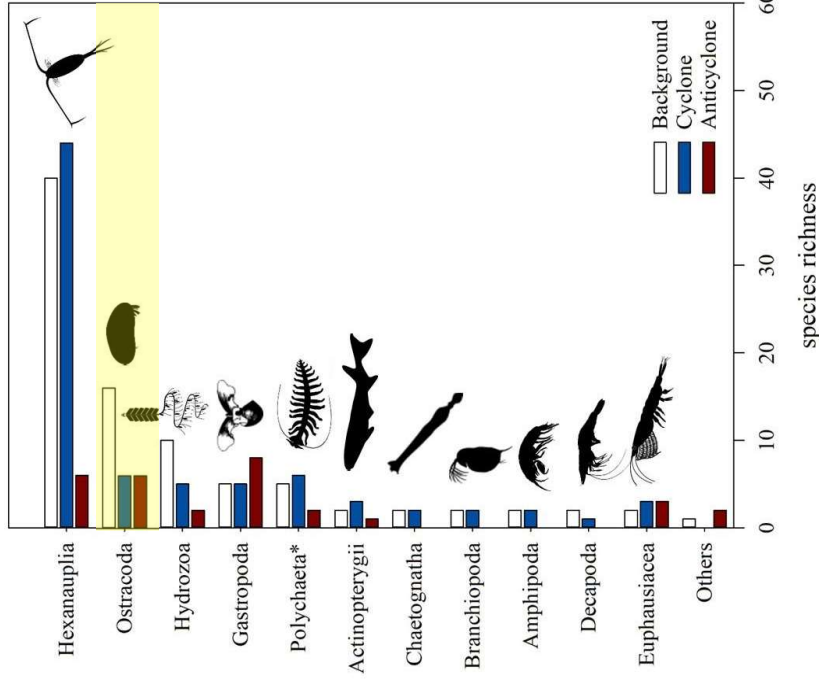
# Influence of cyclonic and anticyclonic eddies on plankton in the southeastern Mediterranean Sea during late summertime

Natalia Belkin<sup>1</sup>, Tamar Guy-Haim<sup>1</sup>, Maxim Rubin-Blum<sup>1</sup>, Ayah Lazar<sup>1</sup>, Guy Sisma-Ventura<sup>1</sup>, Rainer Kiko<sup>2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup>, Tal Ozer<sup>1</sup>, Isaac Gertman<sup>1</sup>, Barak Herut<sup>1</sup>, and Eyal Rahav<sup>1</sup>



# Influence of cyclonic and anticyclonic eddies on plankton in the southeastern Mediterranean Sea during late summertime

Natalia Belkin<sup>1</sup>, Tamar Guy-Haim<sup>1</sup>, Maxim Rubin-Blum<sup>1</sup>, Ayah Lazar<sup>1</sup>, Guy Sisma-Ventura<sup>1</sup>, Rainer Kiko<sup>2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup>, Tal Ozer<sup>1</sup>, Isaac Gertman<sup>1</sup>, Barak Herut<sup>1</sup>, and Eyal Rahav<sup>1</sup>



BioInvasions Records (2020) Volume 9, Issue 3: 496–503

Anticyclonic eddies can act as a bioinvasion vector for Indo-Pacific species

## Rapid Communication

First record of the Red Sea gastropod *Nerita sanguinolenta* Menke, 1829 (Gastropoda: Cycloneritida: Neritidae) from the Israeli Mediterranean coast

Chen Rabi<sup>1,2\*</sup>, Gil Ritov<sup>1,2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup> and Tamar Guy-Haim<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Israel Oceanographic and Limnological Research, National Institute of Oceanography, P.O. Box 8030, Haifa 31080, Israel

<sup>2</sup>Marine Biology Department, The Leon H. Charney School of Marine Sciences, University of Haifa, Mt. Carmel, Haifa 31905, Israel

\*Corresponding authors

E-mails: chen.rabi@ocean.org.il (CR), tamar.guy-haim@ocean.org.il (TGH)



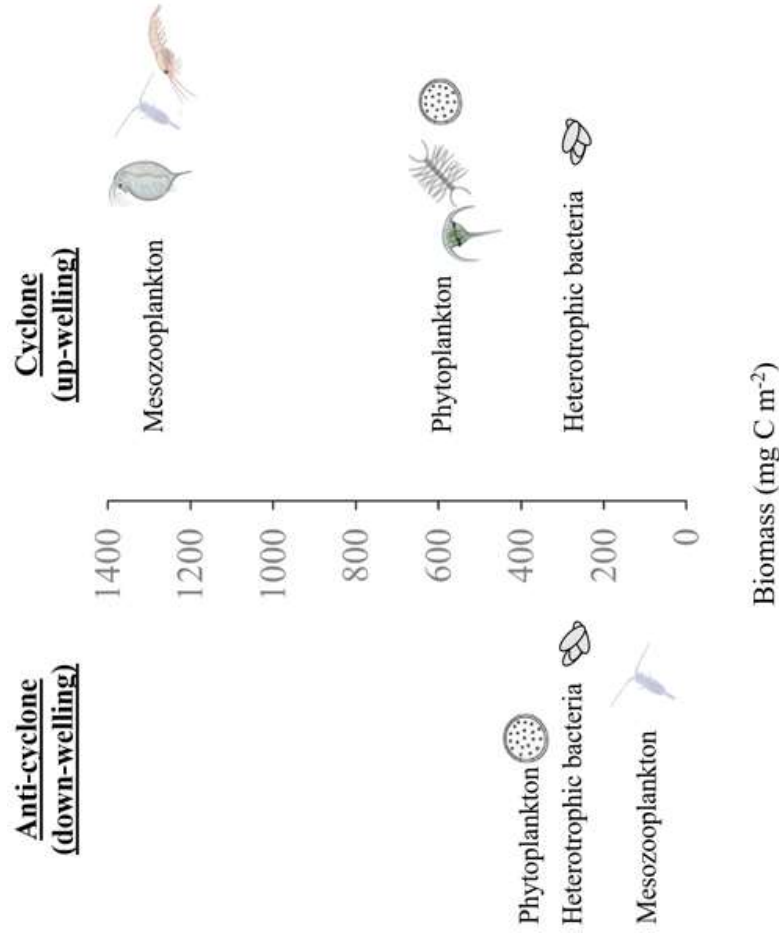
*Nerita sanguinolenta* (adult) November 2019

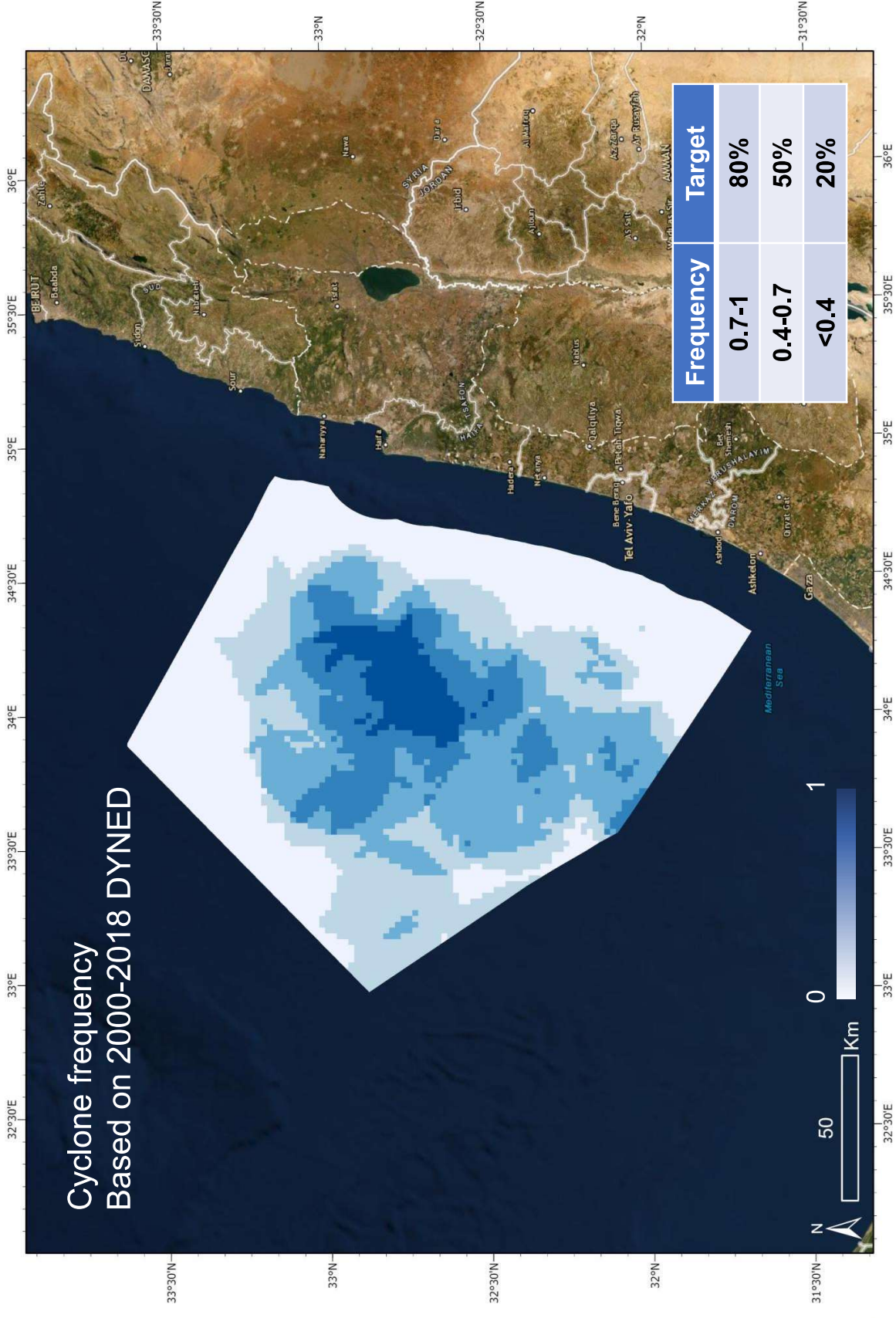




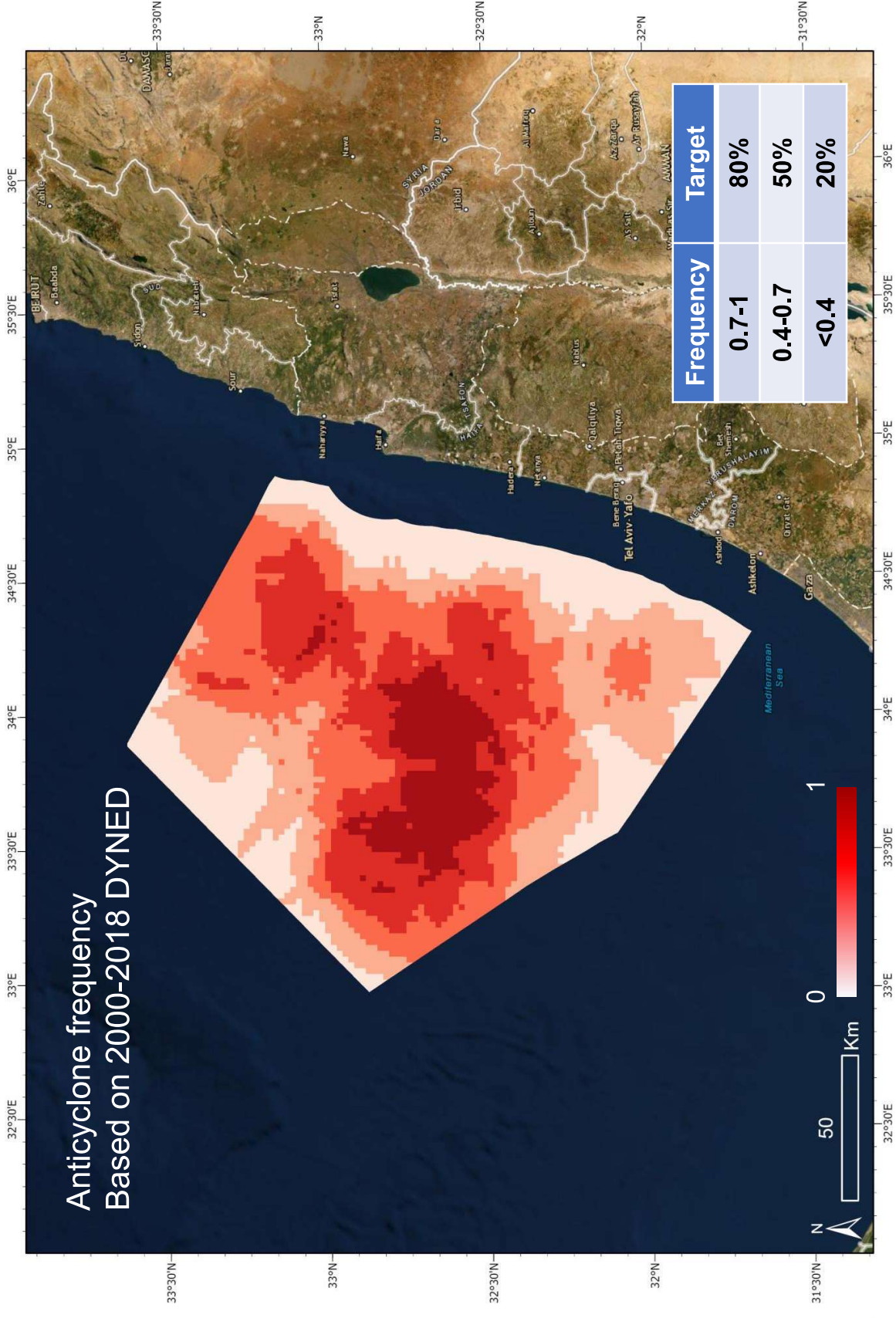
# Influence of cyclonic and anticyclonic eddies on plankton in the southeastern Mediterranean Sea during late summertime

Natalia Belkin<sup>1</sup>, Tamar Guy-Haim<sup>1</sup>, Maxim Rubin-Blum<sup>1</sup>, Ayah Lazar<sup>1</sup>, Guy Sisma-Ventura<sup>1</sup>, Rainer Kiko<sup>2</sup>, Arseniy R. Morov<sup>1</sup>, Tal Ozer<sup>1</sup>, Isaac Gertman<sup>1</sup>, Barak Herut<sup>1</sup>, and Eyal Rahav<sup>1</sup>





# Anticyclone frequency Based on 2000-2018 DYNED



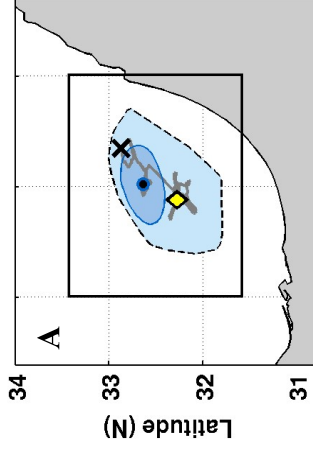




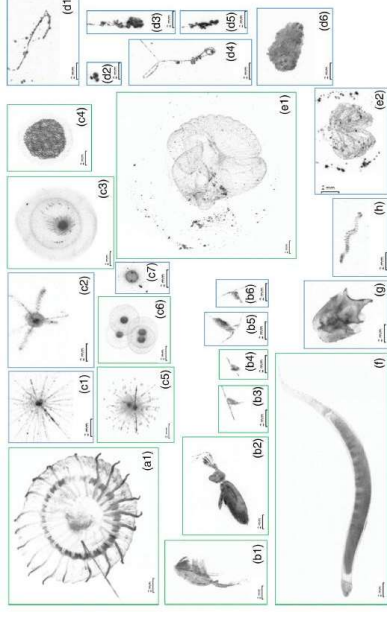
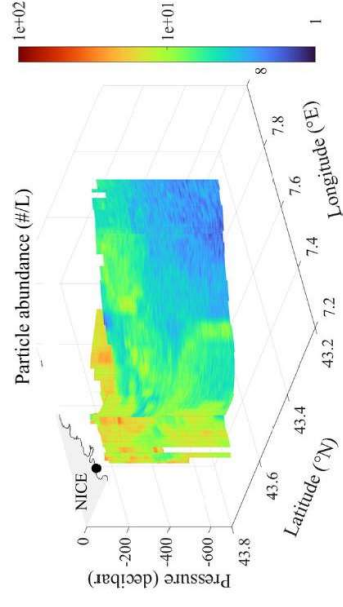
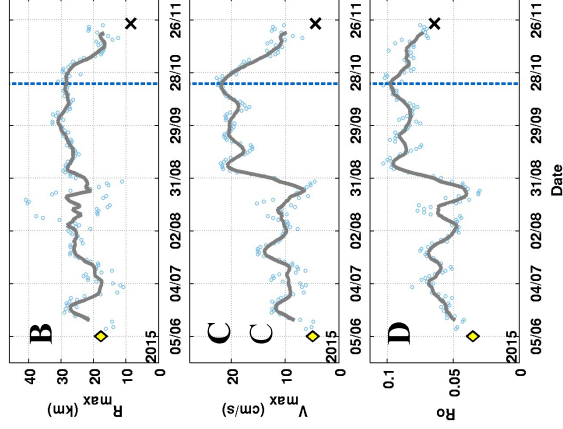
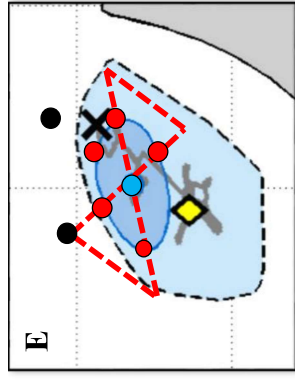
# Pelagic habitats: ongoing research

## ***Cyclonic and anticyclonic eddies as ecological refugia and bioinvasion vector in the Southeastern Mediterranean Sea***

Tamar Guy-Haim, Ayah Lazar, Merav Gilboa



Longitude (E)

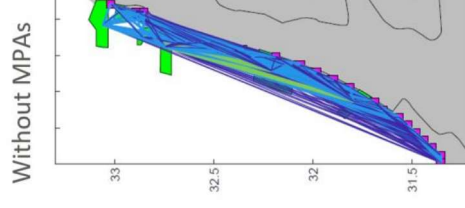
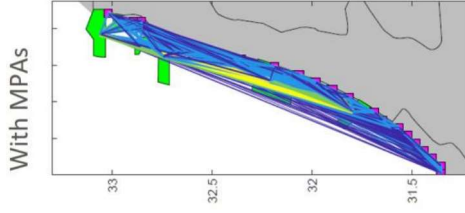


# Pelagic habitats: ongoing research

## Marine Protected Areas Connectivity in the Israeli Mediterranean Waters a biophysical modeling approach

Igal Berenshtein , Claire B. Paris, Nir Stern, Erick Fredj, Eliyahu Biton

Results: local Israel

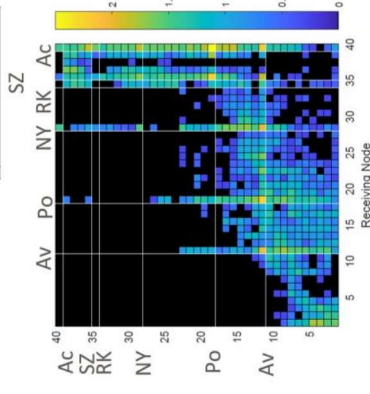
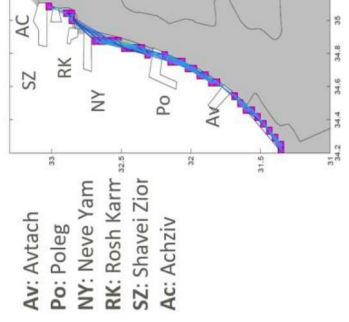
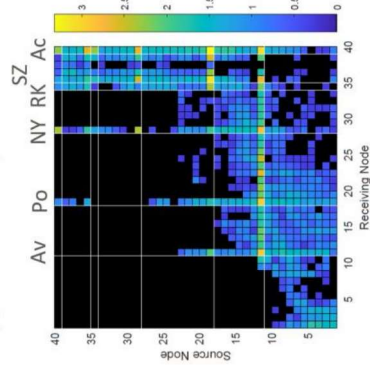


(PLD 21-40 d)

(7:1 reproductive output)

**+12% Number of connections in Israel**

**x2 Number of recruits in Israel**



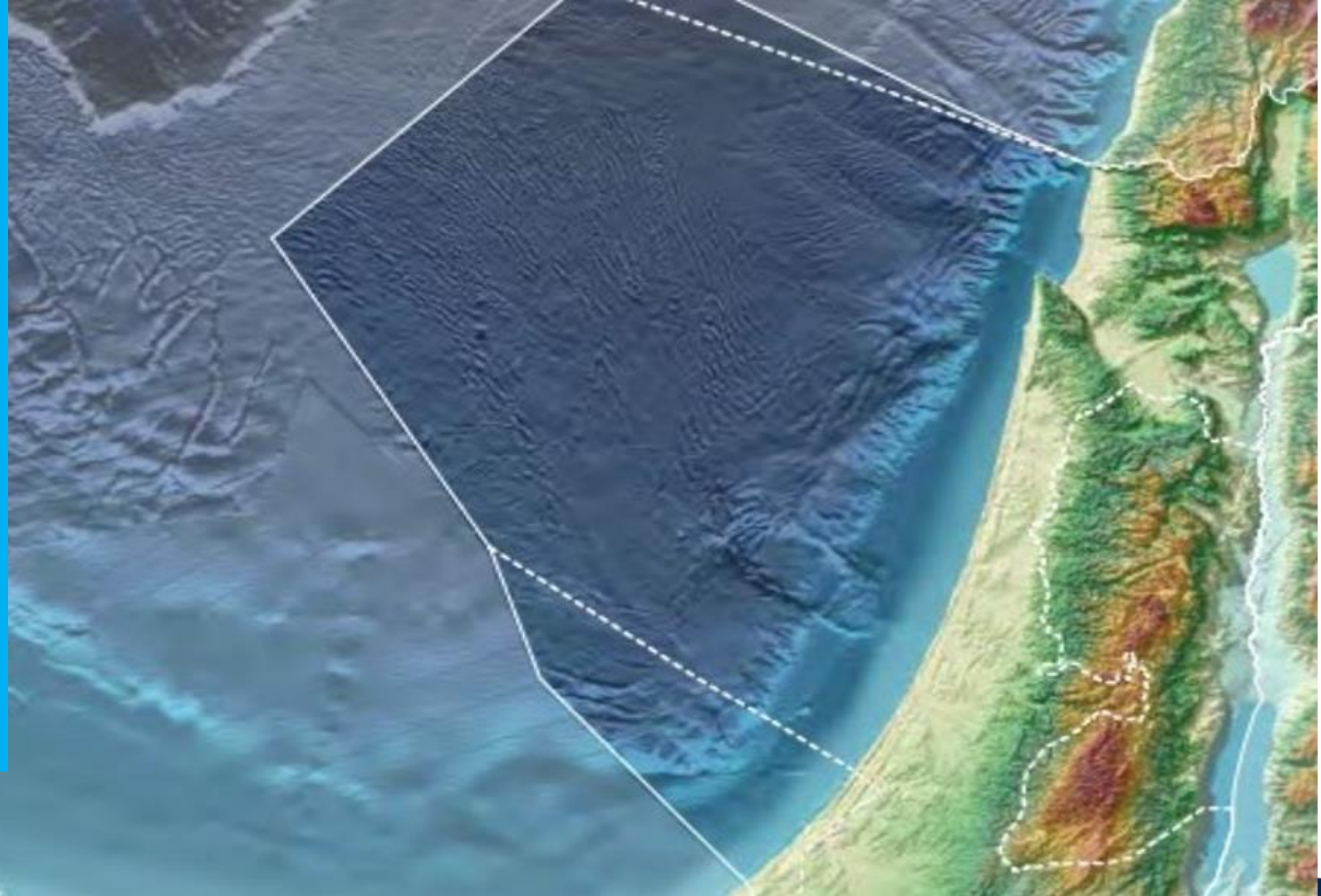
Av: Avtach  
Po: Poleg  
NY: Neve Yam  
RK: Rosh Karri  
SZ: Shavei Zior  
Ac: Achziv

## **נספח 6**

**מודל מארג מזון EwE לבחינת שינויים עתיים  
ומרחביים של המערכת האקולוגית כתגובה לשינויי  
אקלים ותרחישי שימור**

# Israel EEZ EwE Model Updates and Results

- Eyal Ofir
- Gideon Gal





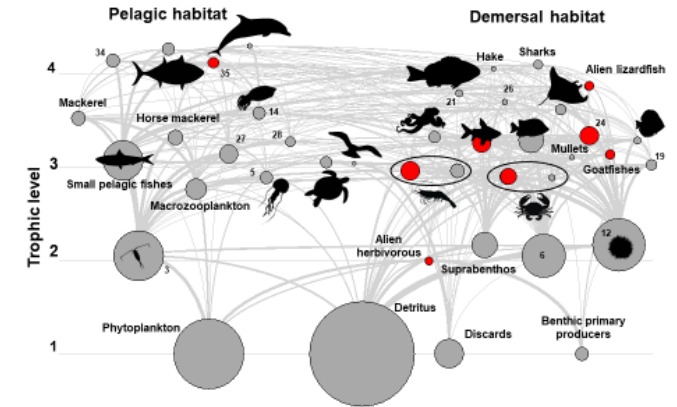
# Goals

- Examine ecosystem changes over time and space in relation to climate change and conservation scenarios
  - Identify species or groups most susceptible to climate change
  - Identify areas that might function as climatic refuge to native species
  - Identify conservation scenarios impact on vulnerable species
  - Inform planners on preferable areas for protection based on the findings

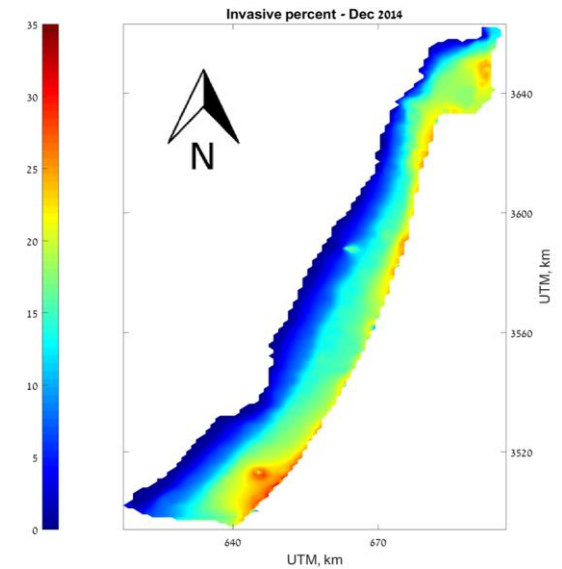


# Methods

- Building the EwE model- continuous picture of the ecological ecosystem
- Spatially representing the ecosystem:
  1. Updating of the basic ecological parameters in the model
  2. Construction of new response functions
    - Depth and Temperature
  3. Division of the temperature into three layers (0-150, 150-Bottom, Bottom)
  4. PP layer (0-150)

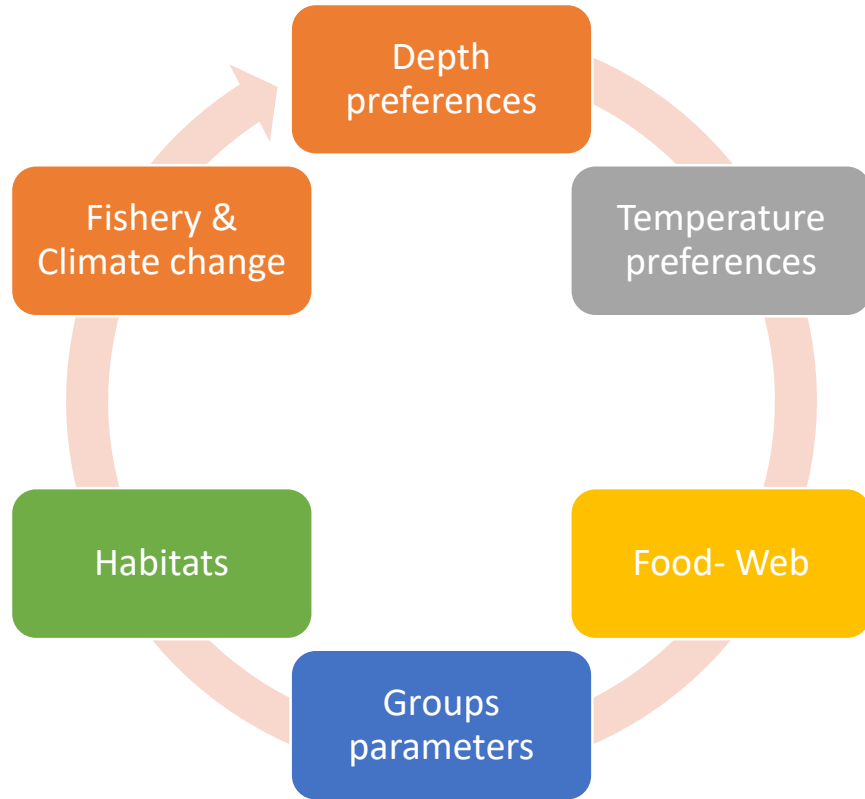


Corrales et al. 2017a,b, 2018

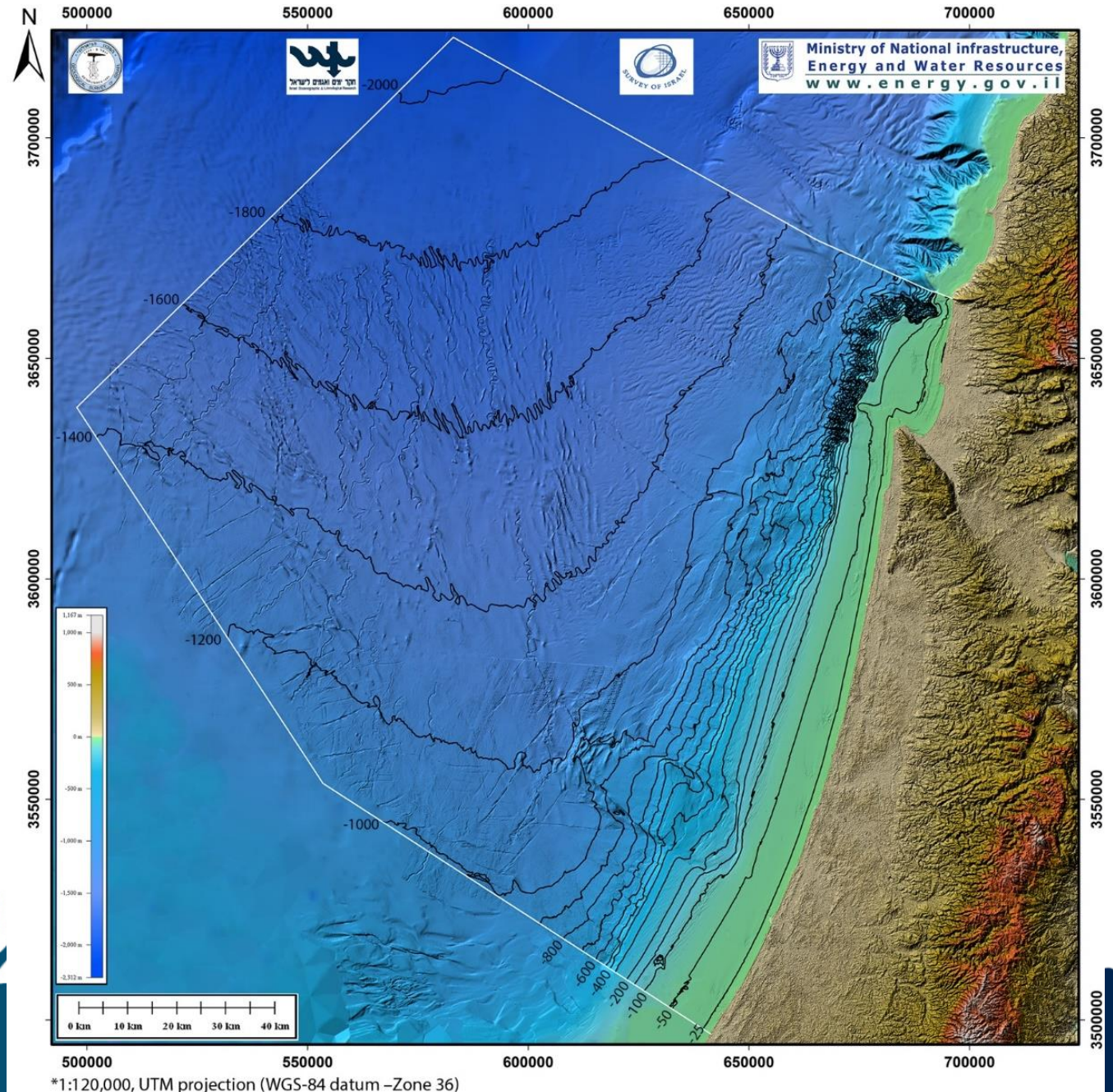




# Results – Spatially representing the ecosystem



Israeli EEZ MPAs masterplan



# Methods

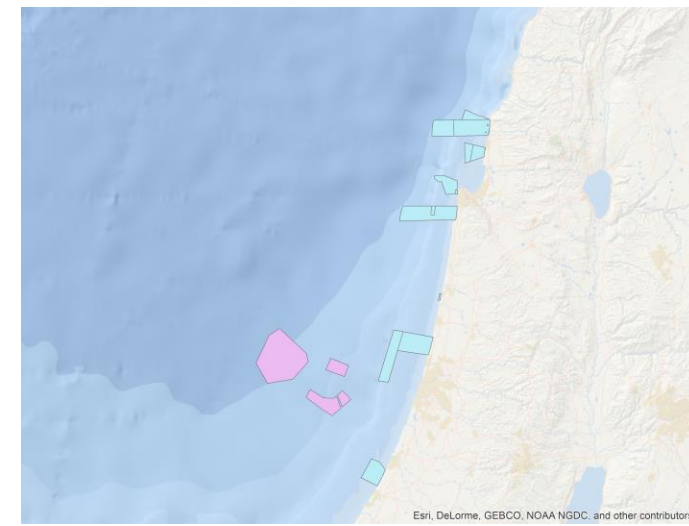
- Examining climate change impact on biomass distribution:
  - Using RCP 8.5 scenario until 2100
  - In 3 depth ranges: 0-150, 150-bottom, bottom
- Examining MPA effects on biomass:
  - Existing and proposed MPAs in territorial waters + Palmahin Slide
  - + Marxan prioritization for conservation

for analysis and understanding we generalized grouping:

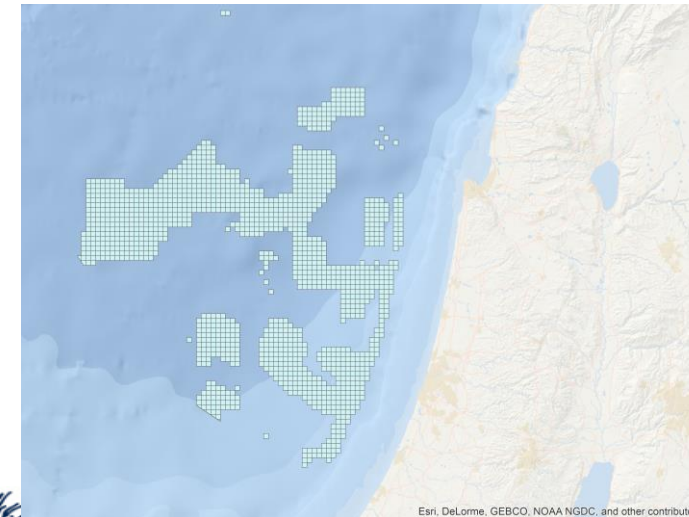
Invasive, Native, Invasive fish, Native fish, Fish, Invertebrates, Total Catch

Deep Sea Invertebrates, Deep sea fish, continental shelf Fishes , Zooplankton

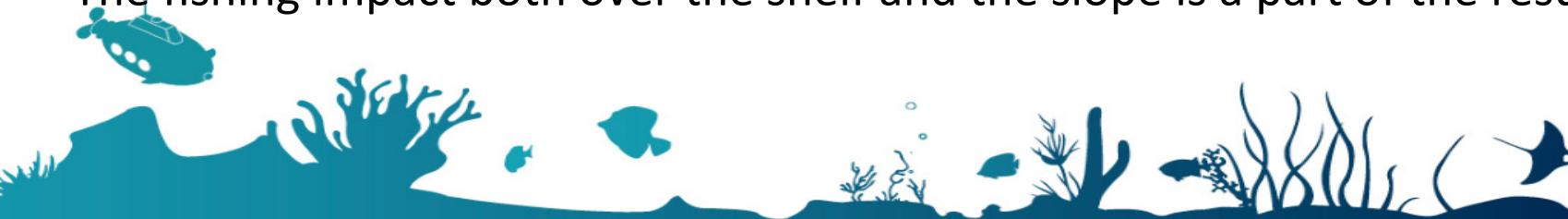
The fishing impact both over the shelf and the slope is a part of the results



Existing and proposed MPAs in territorial waters + Palmahin Slide



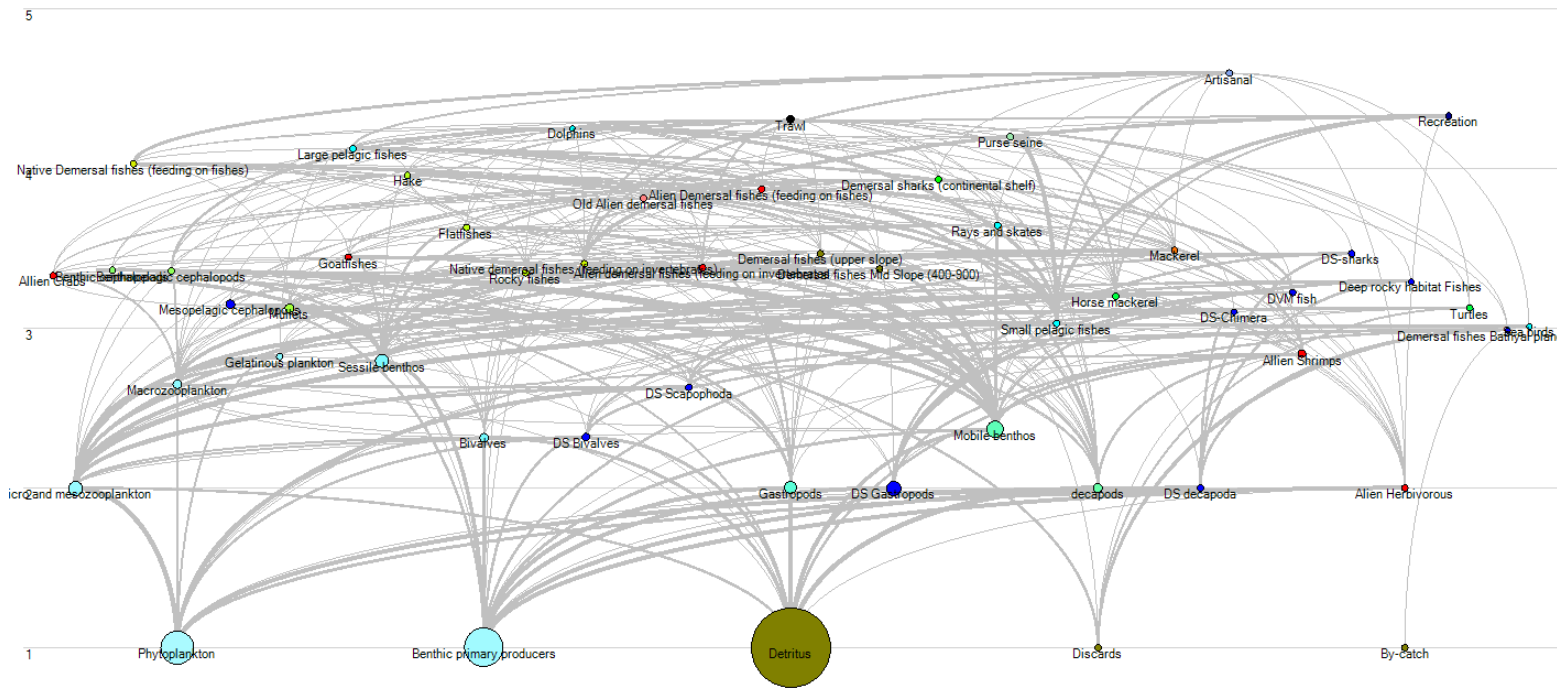
Marxan prioritization - high selection frequencies





# Results – Ecopath food-web

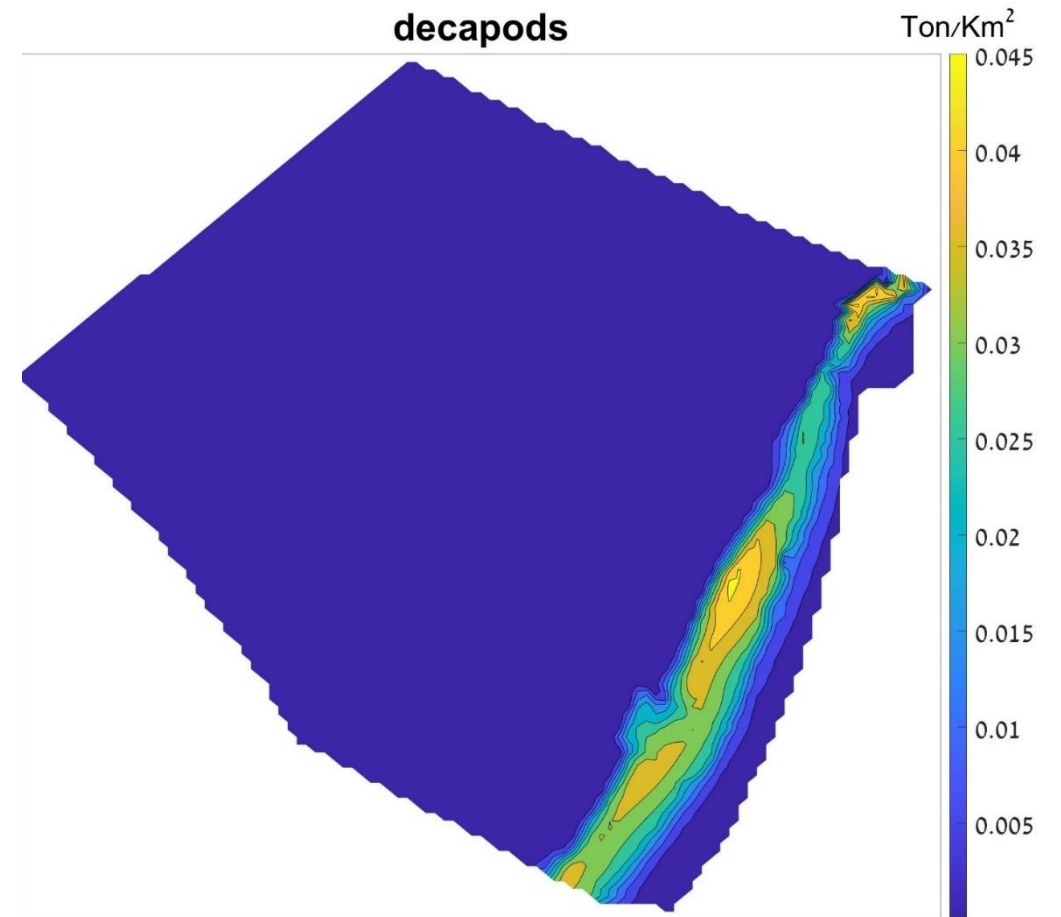
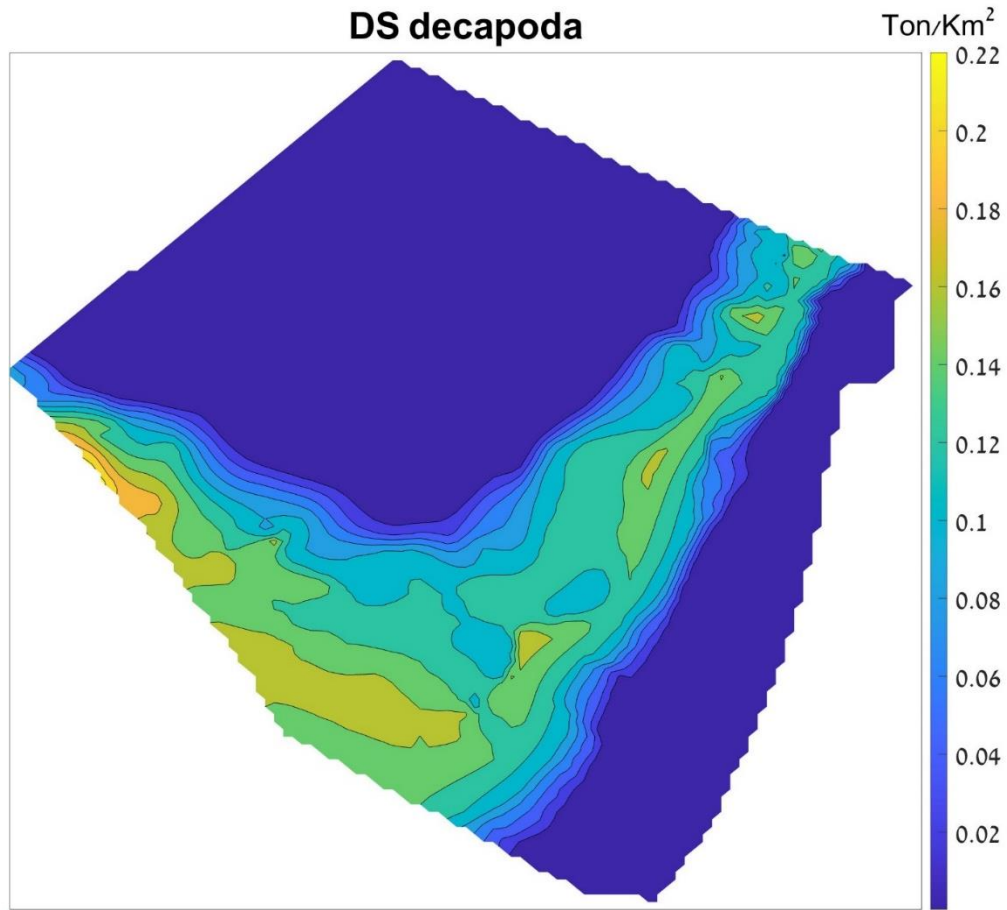
- 460 species: 325 deep sea ( 84 fish species)



Deep-sea functional groups
DS Bivalves
DS Scapophoda
Mesopelagic cephalopods
DS Gastropods
DS Decapoda
Demersal fishes Bathyal plain >1000m
DVM fish
DS-sharks
Deep rocky habitat Fishes
DS-Chimera
Demersal fishes (upper slope)
Demersal fishes Mid Slope (400-900)



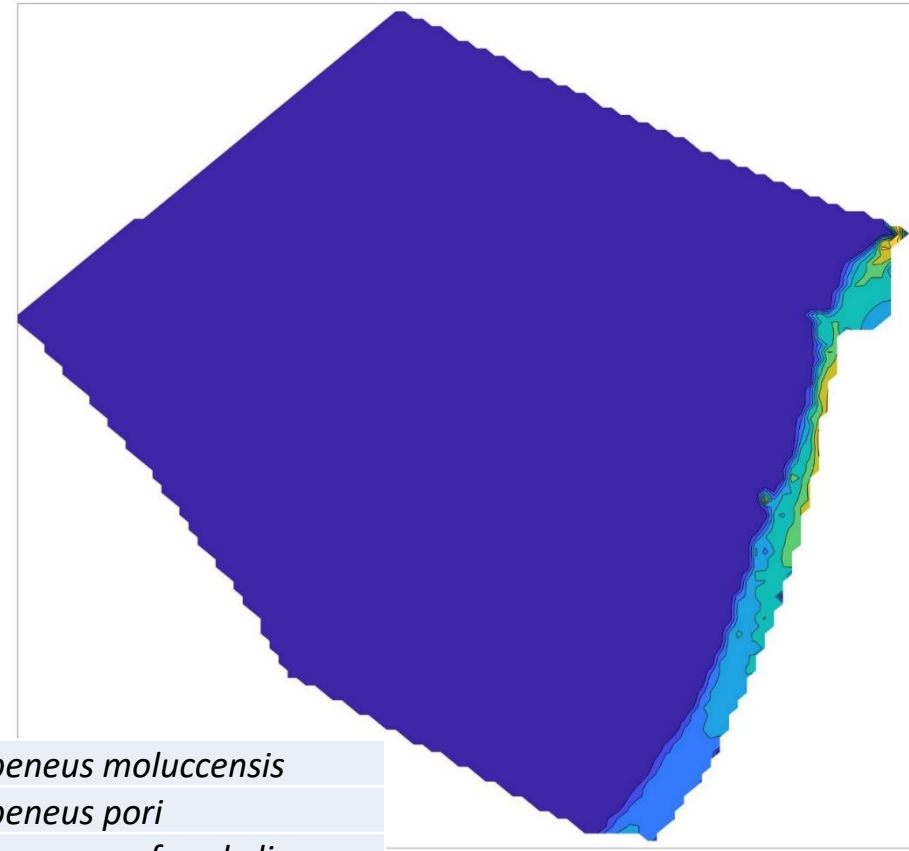
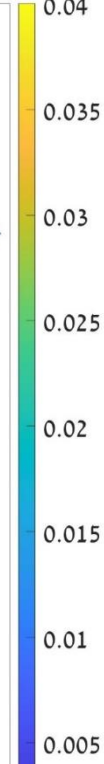
# Results – The base status: the ecological situation in 2022



# Results – The ecological situation in 2022

### Goatfishes

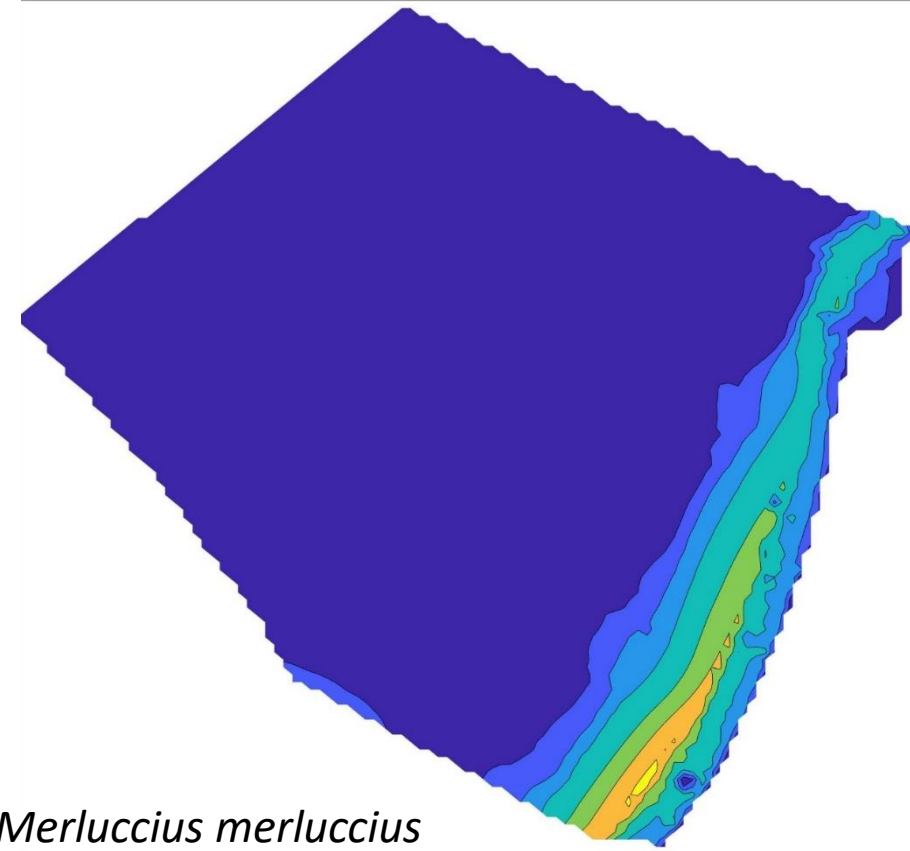
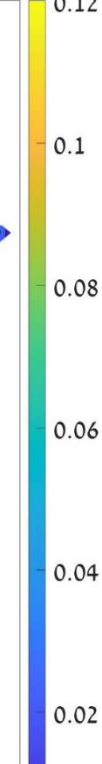
Ton/Km<sup>2</sup>



- Upeneus moluccensis*
- Upeneus pori*
- Parupeneus forsskali*

### Hake

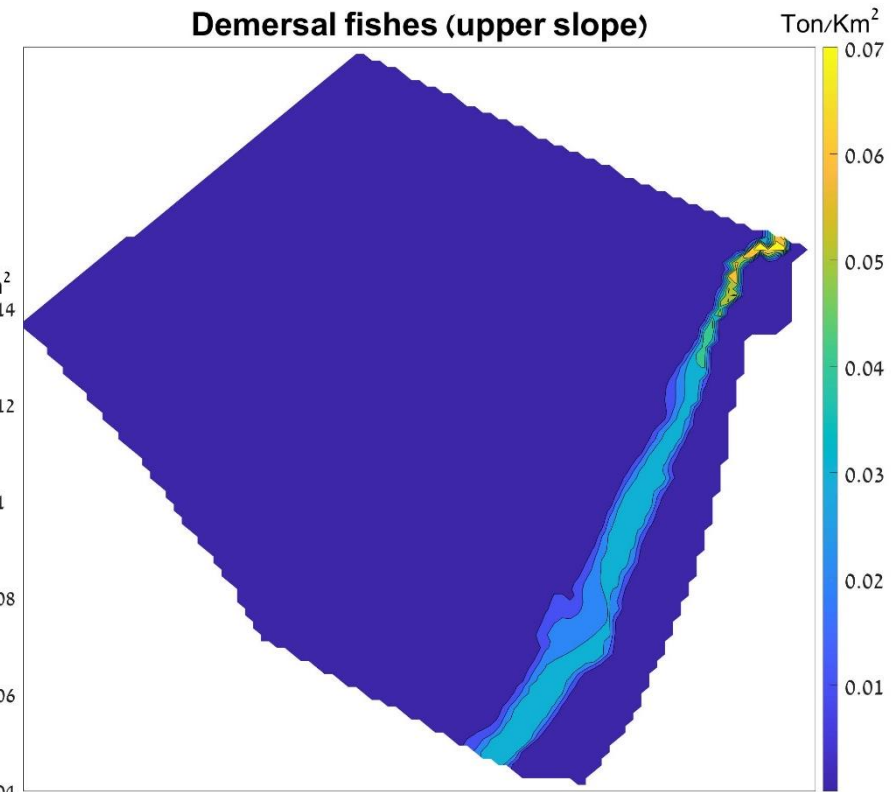
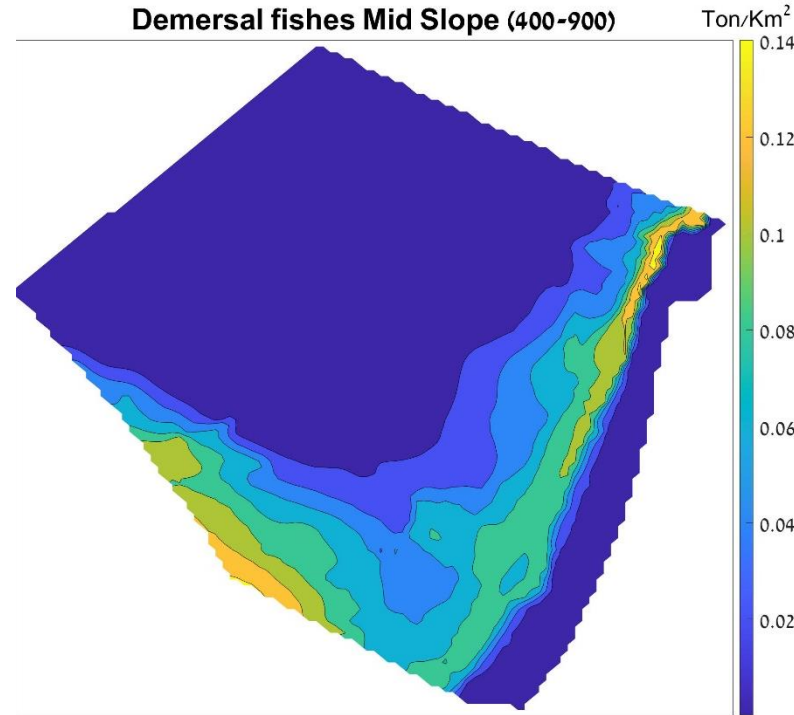
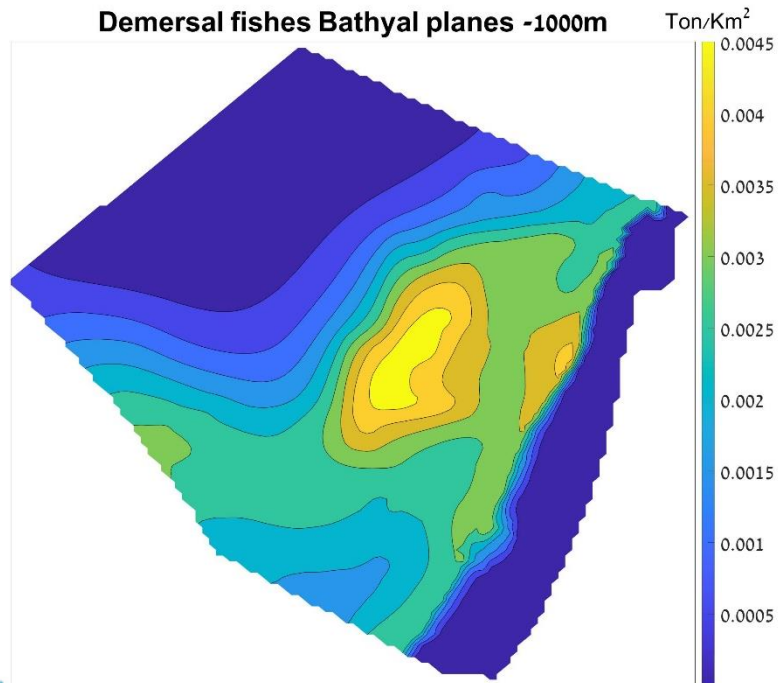
Ton/Km<sup>2</sup>



*Merluccius merluccius*



# Results – The ecological situation in 2022

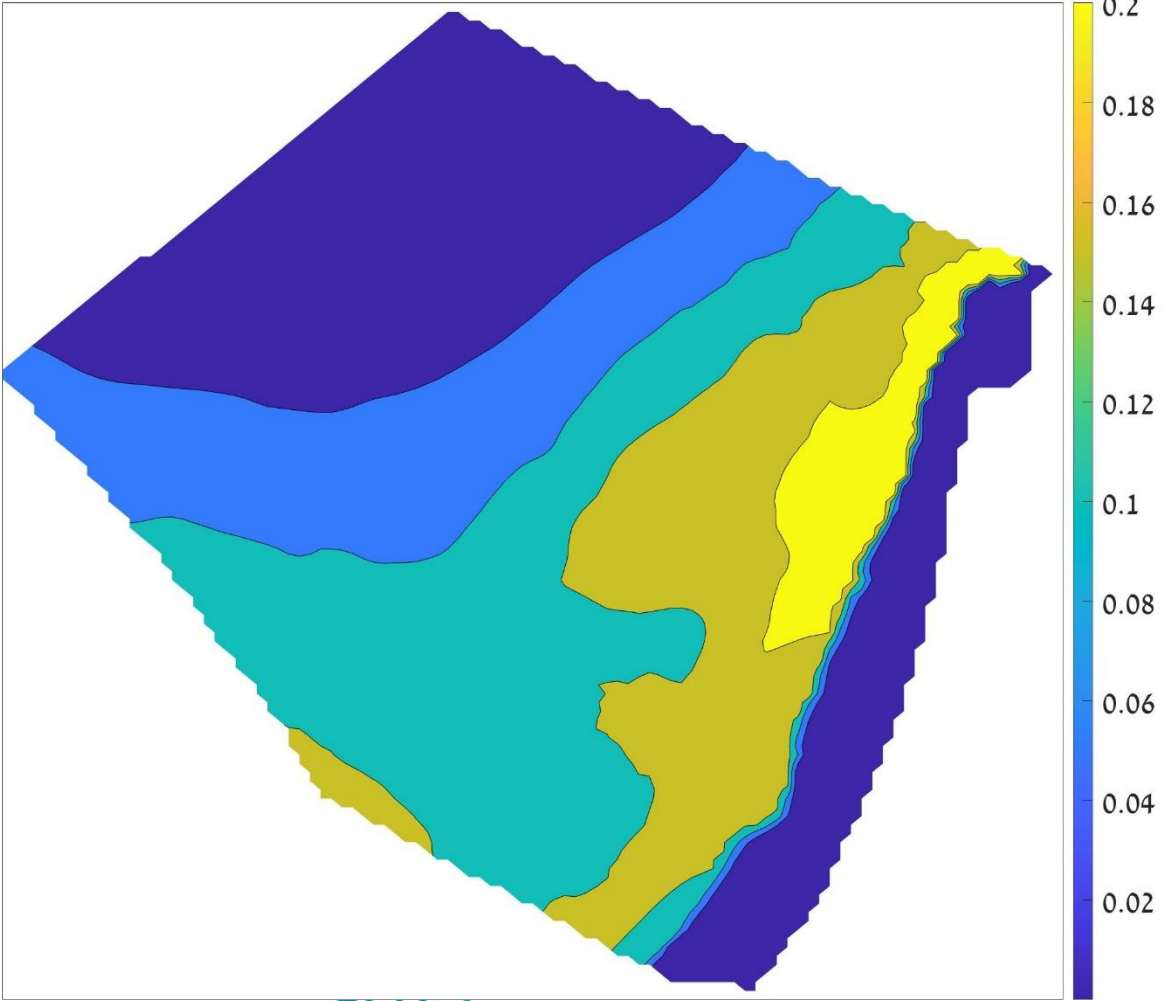




# Results – The ecological situation in 2022

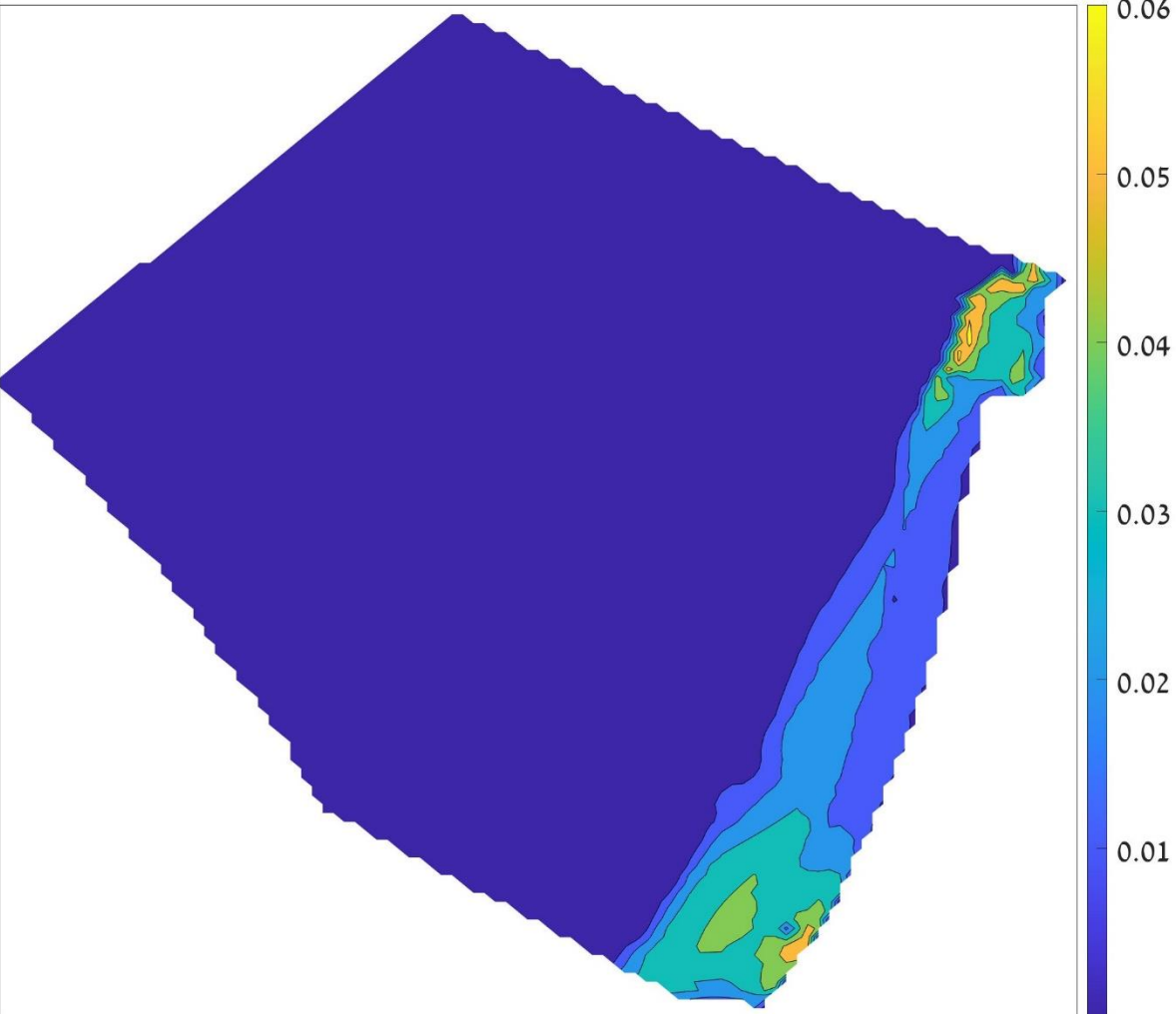
### DS-sharks

Ton/Km<sup>2</sup>

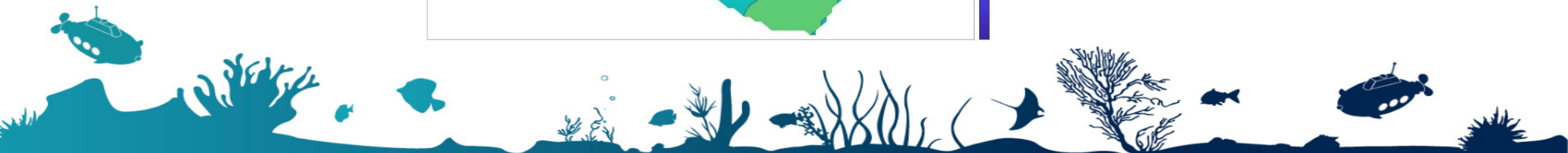
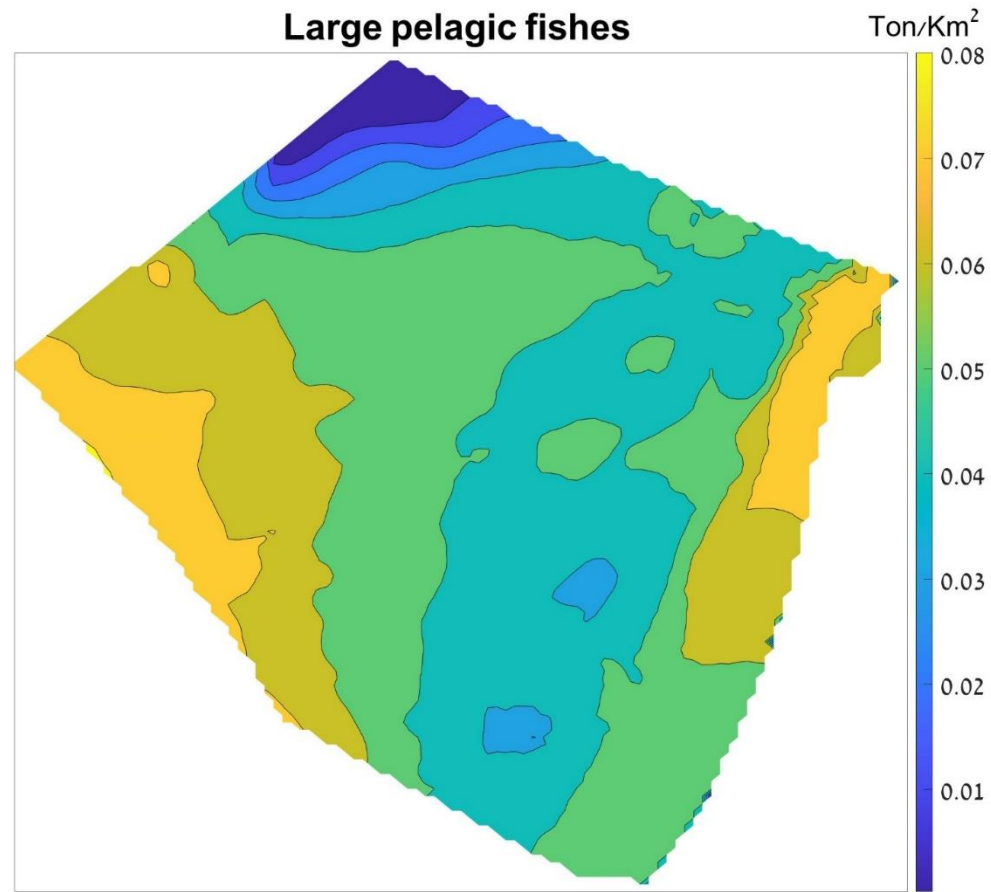


### Demersal sharks (continental shelf)

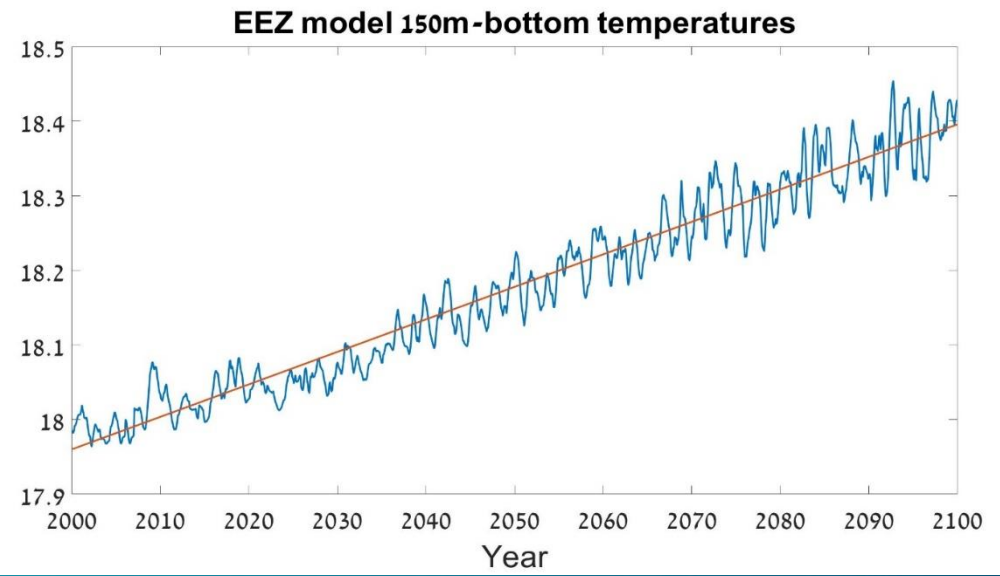
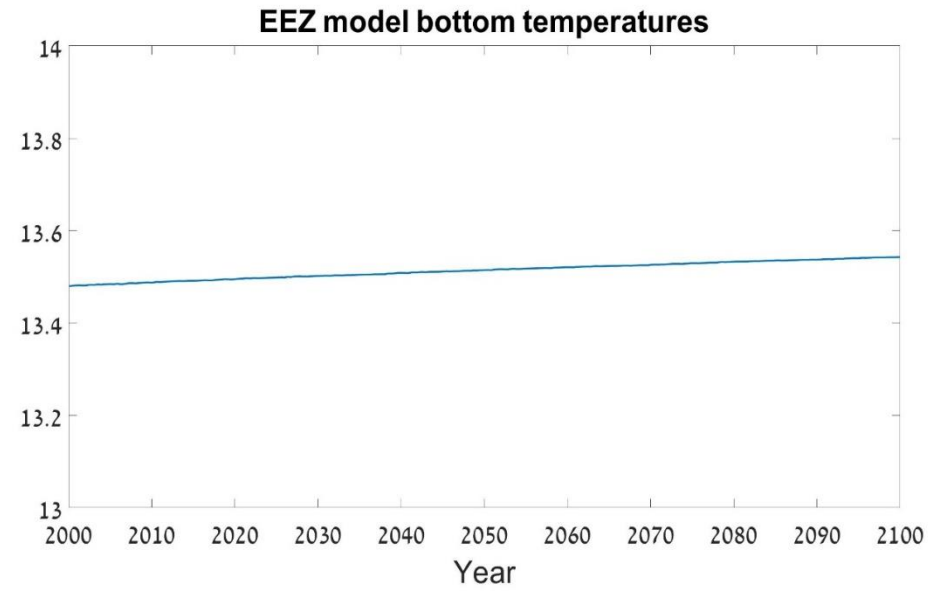
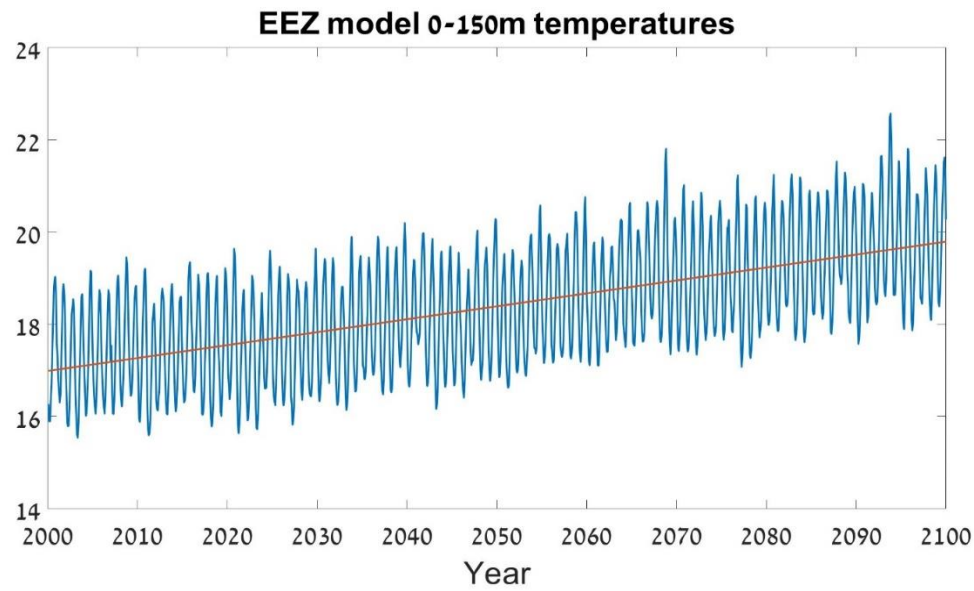
Ton/Km<sup>2</sup>



# Results – The ecological situation in 2022



# Results – Examining climate change impact on biomass distribution



Temperature change based on RCP 8.5 scenario

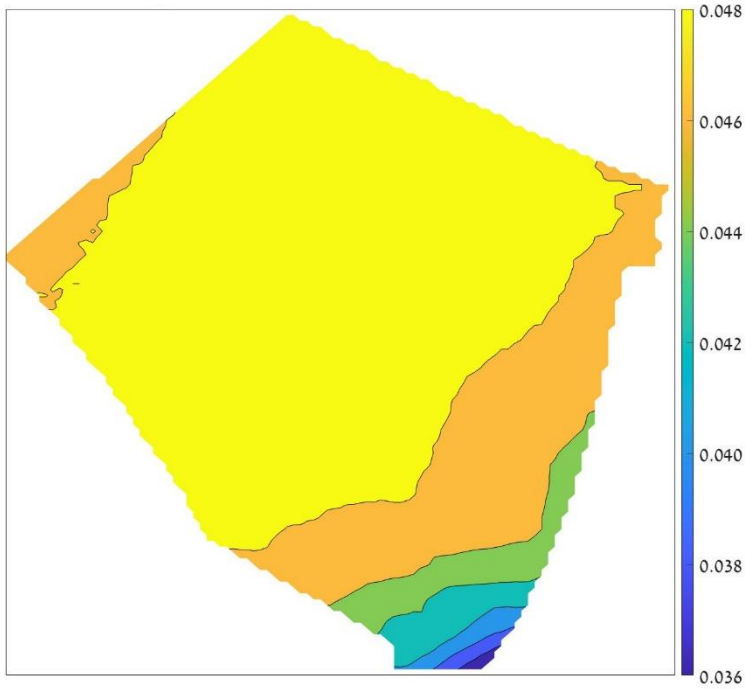
Baklouti et al., 2021



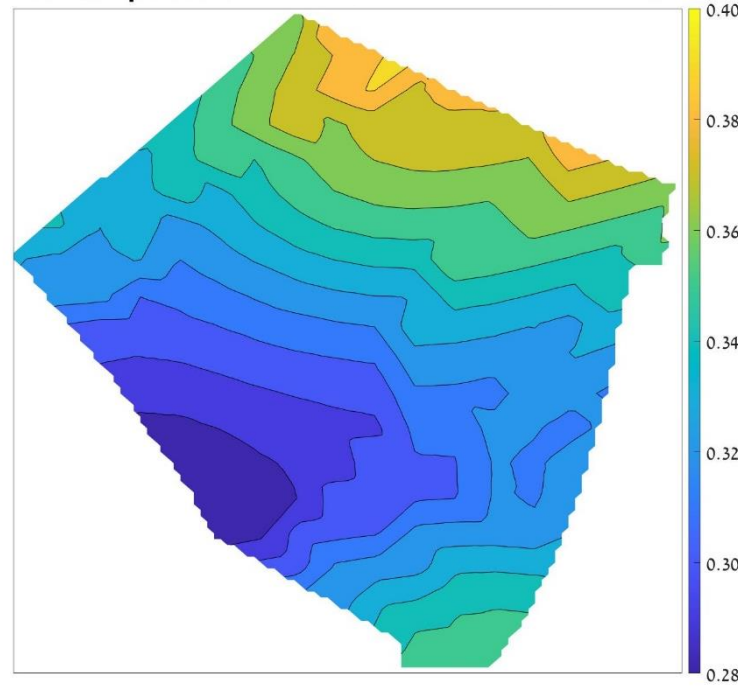
# Results – Examining climate change impact on biomass distribution

## Mean temperature change in three depth zones under climate change scenario 8.5

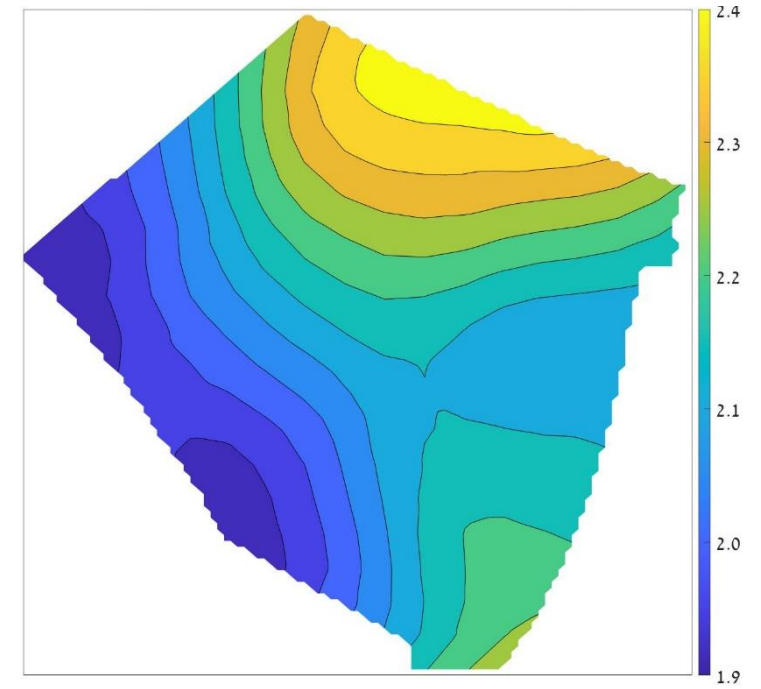
Bottom



150m -Bottom



0 – 150m



**Pay attention to the scales**

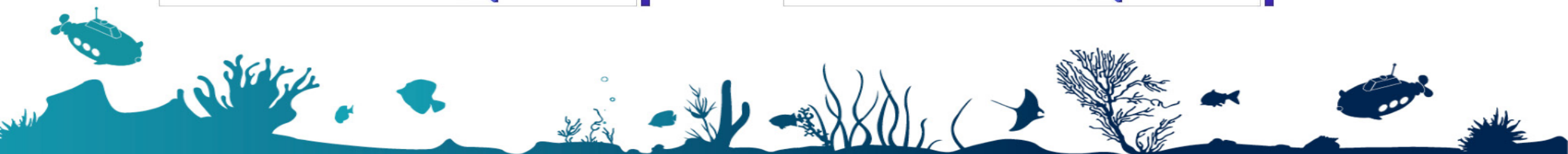
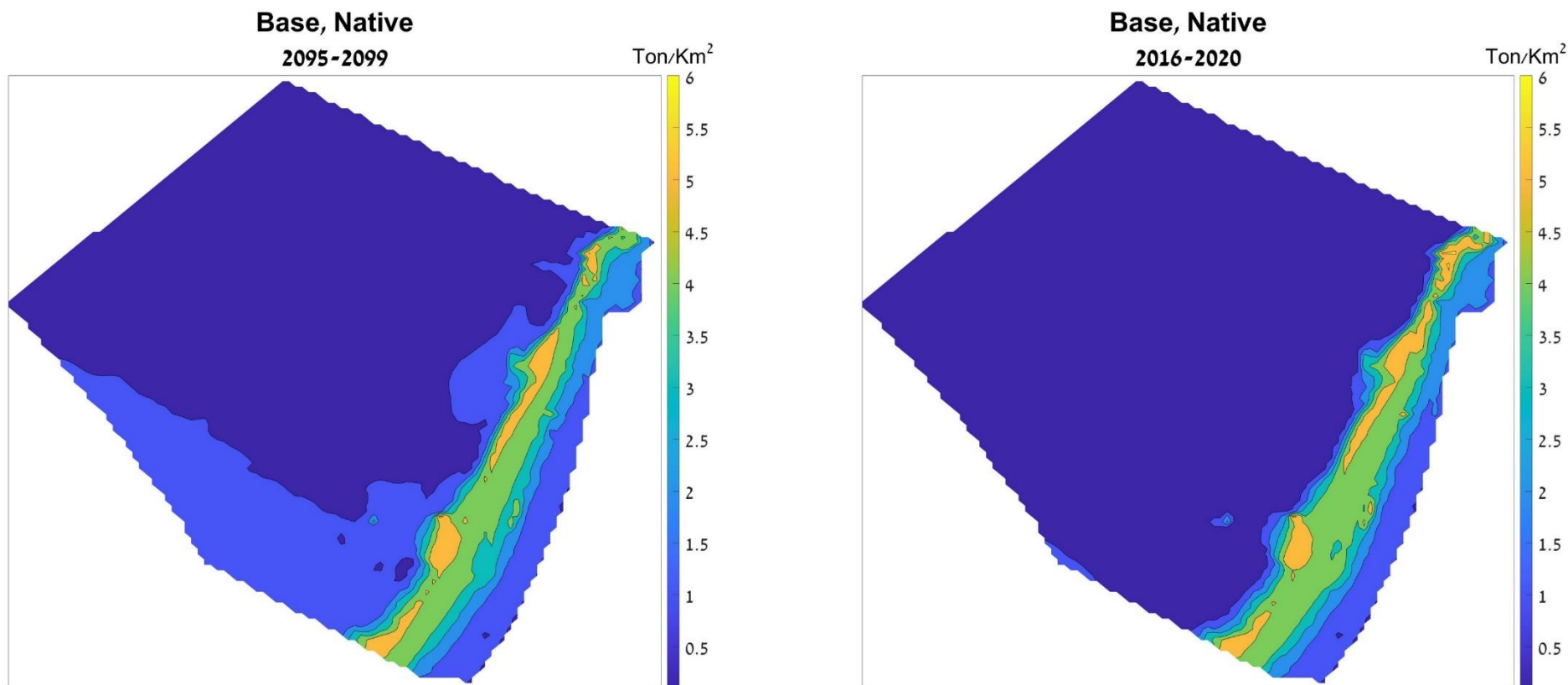
\* Average of 2095-2099 Minus Average of 2016-2020





# Results – Examining climate change impact on biomass distribution

**Biomass change of native species group in 2016-2020 and in 2095-2099 under climate change scenario 8.5**

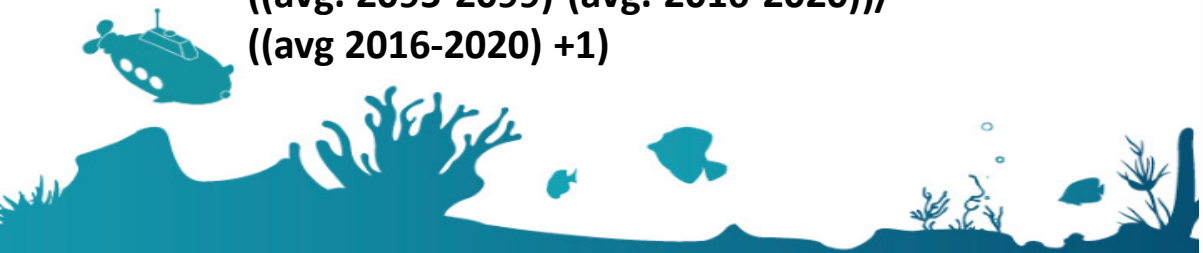


# Results – Examining climate change impact on biomass distribution

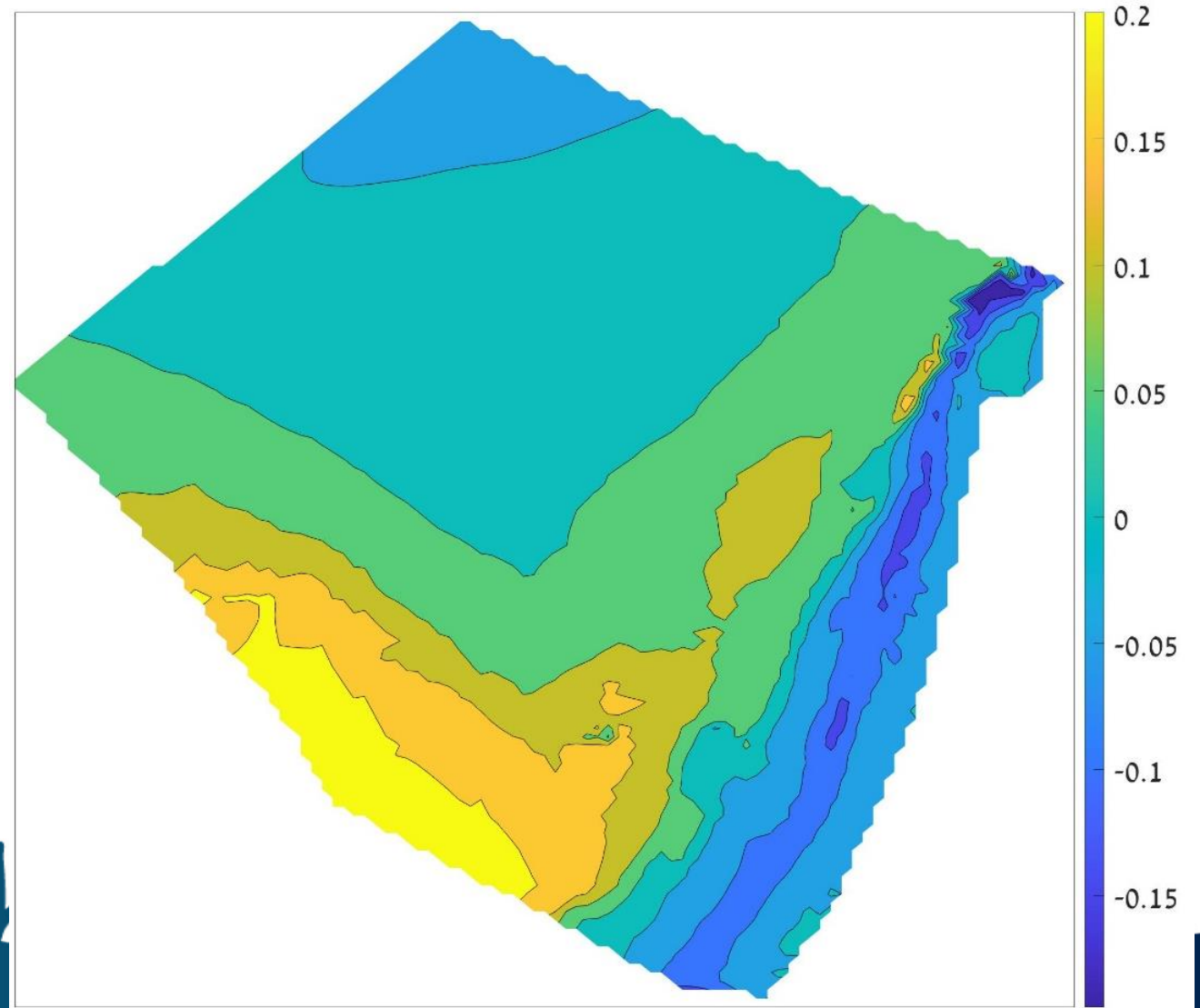
**Relative biomass change of native species group under climate change scenario 8.5**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$

**Israeli EEZ MPAs masterplan**



**Base, Native**  
**2095-2099 vs 2016-2020**





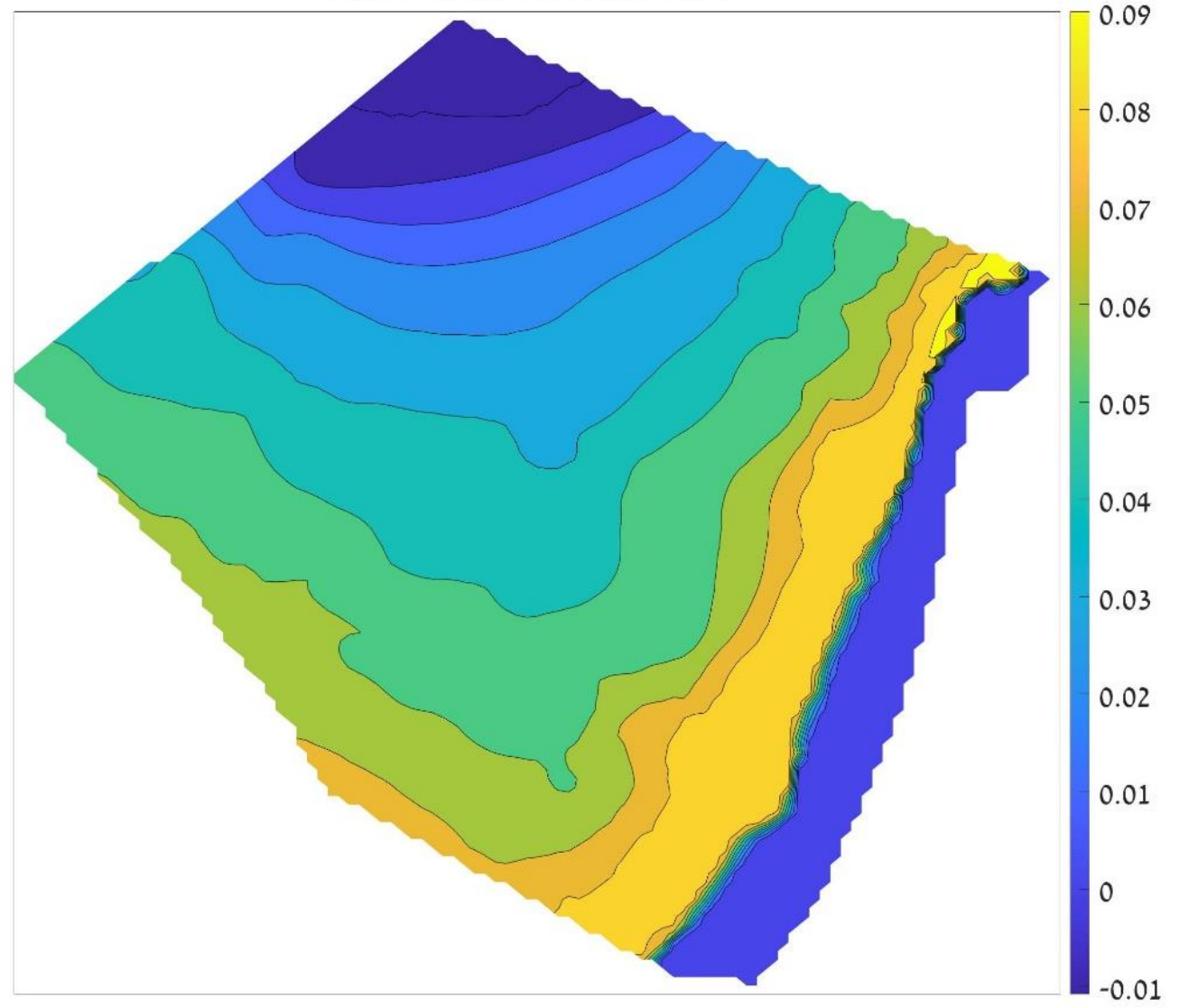
# Results – Examining climate change impact on biomass distribution

**Relative biomass change of deep-sea fish group under climate change scenario 8.5**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$



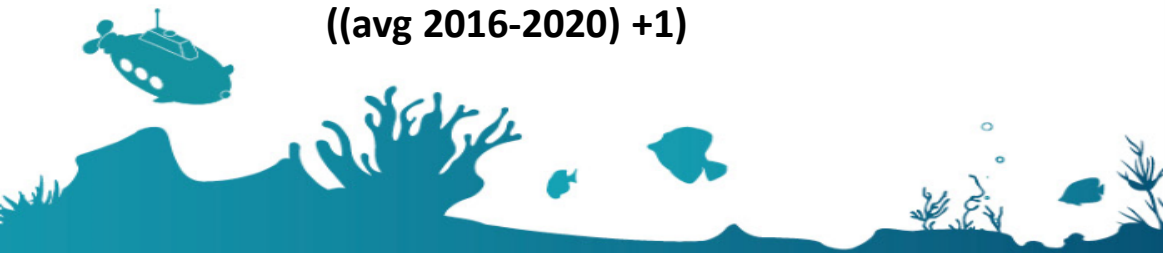
**Base, Deep sea fish  
2095-2099 vs 2016-2020**



# Results – Examining climate change impact on biomass distribution

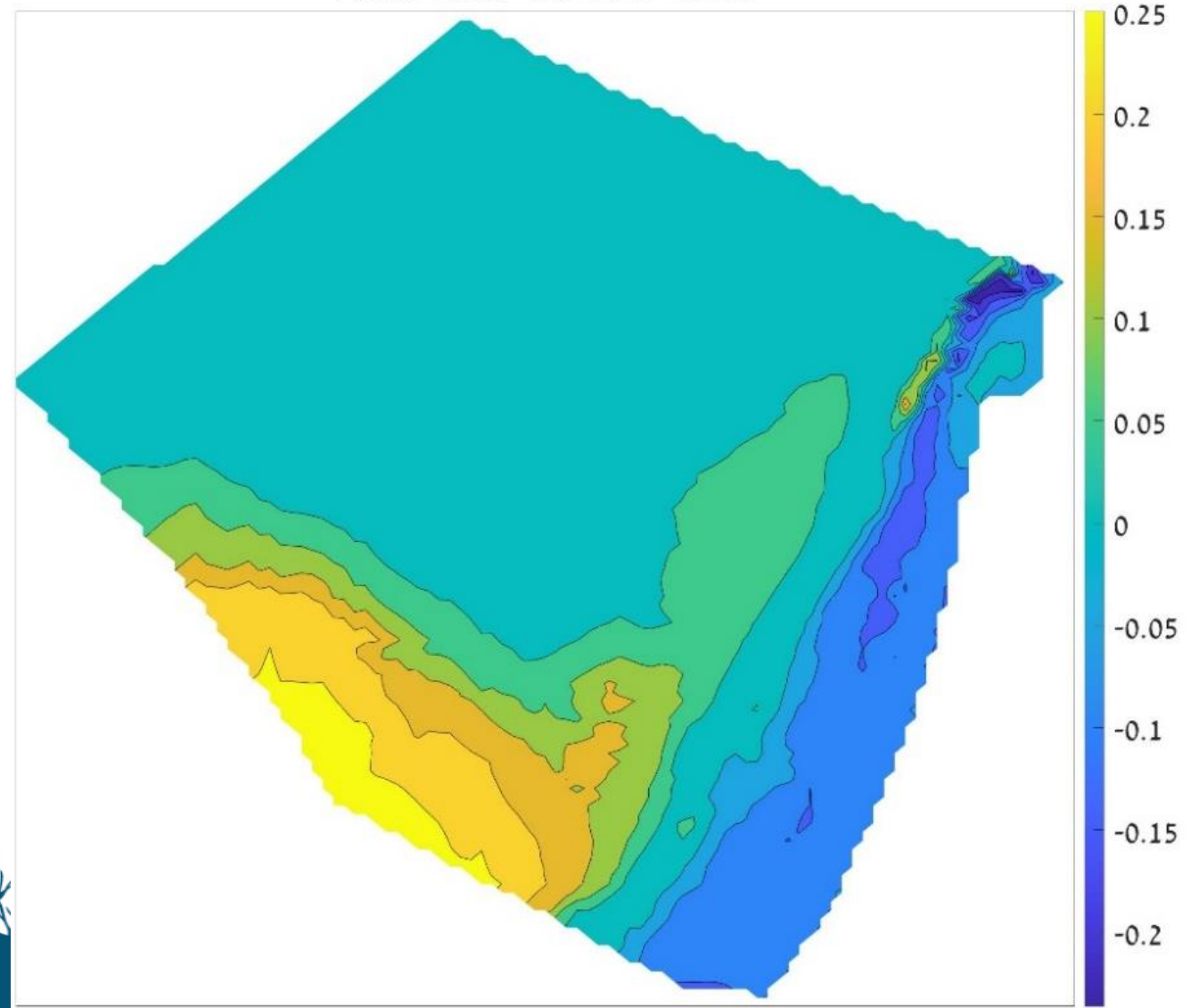
**Relative biomass change of invertebrate group under climate change scenario 8.5**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$



**Israeli EEZ MPAs masterplan**

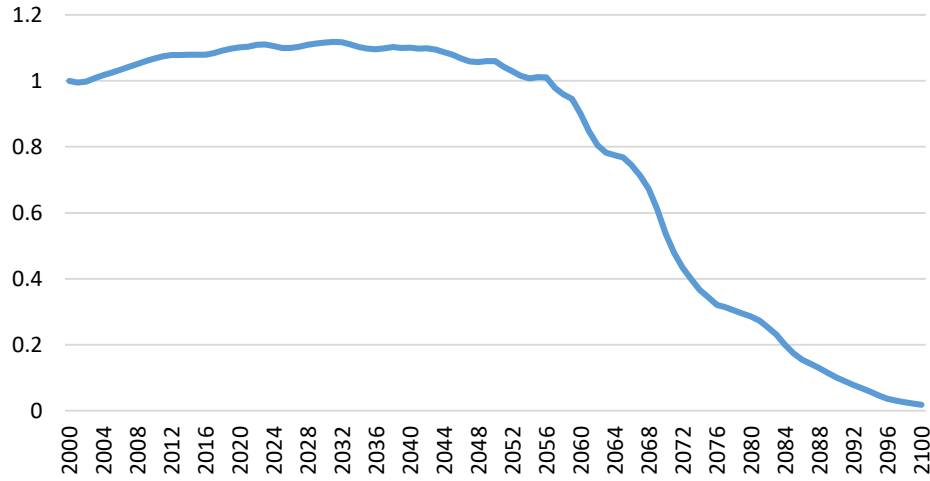
**Base, Invertebrates  
2095-2099 vs 2016-2020**



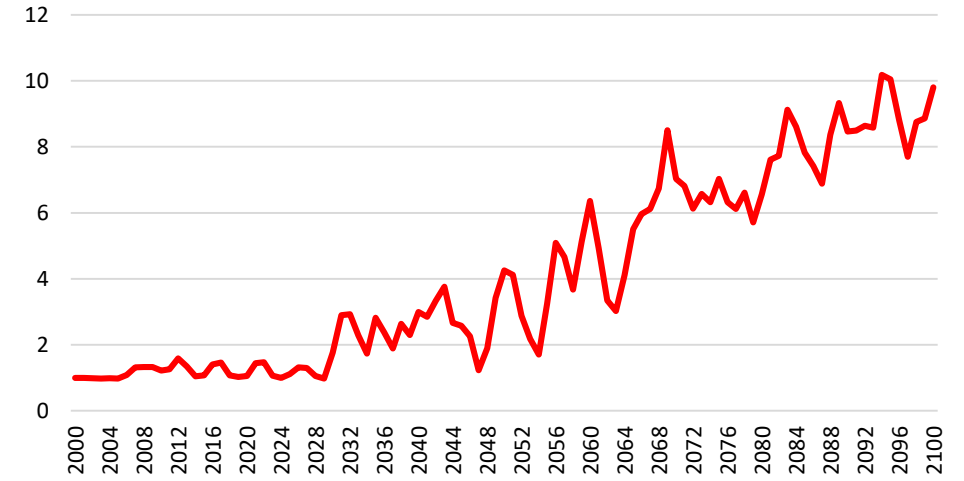
# Results – Examining climate change impact on biomass

Not all species react in the same way

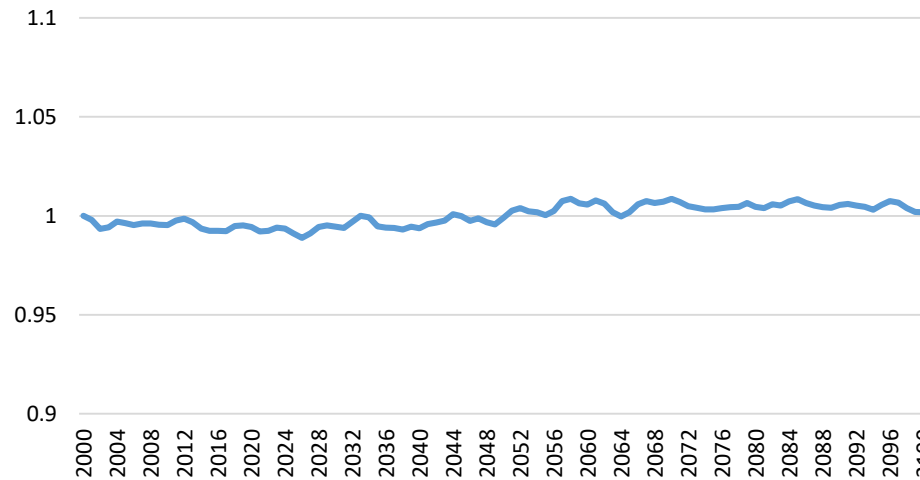
### Mullet's Biomass



### Goatfishes Biomass



### Hake Biomass



relative to 2020

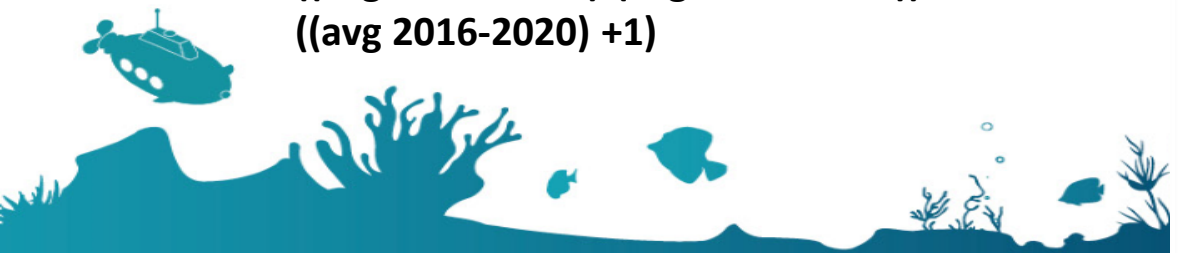


# Results – Examining climate change impact on biomass distribution

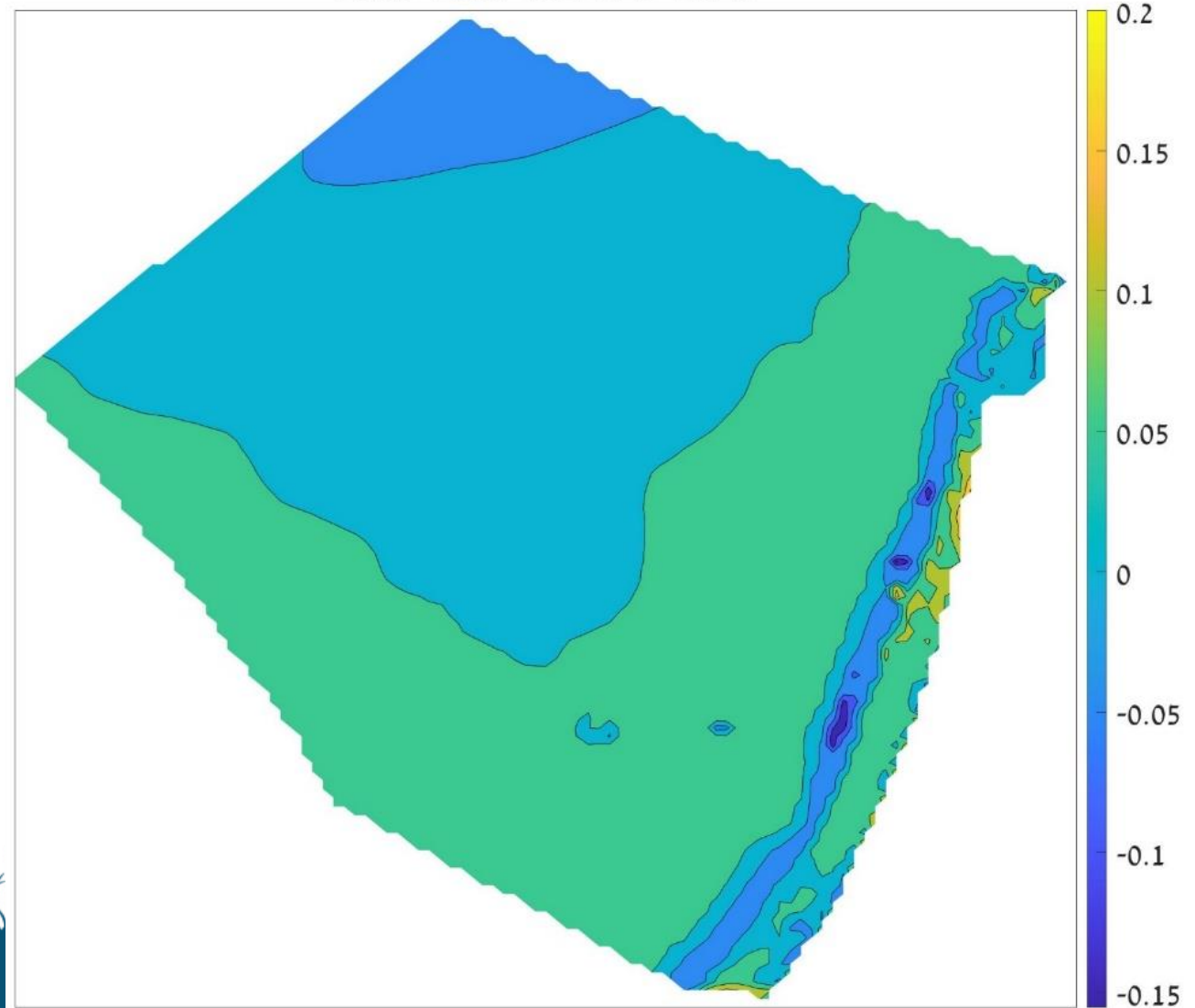
**Relative biomass change of fish under climate change scenario 8.5**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg. 2016-2020}) + 1)}$$

**Israeli EEZ MPAs masterplan**

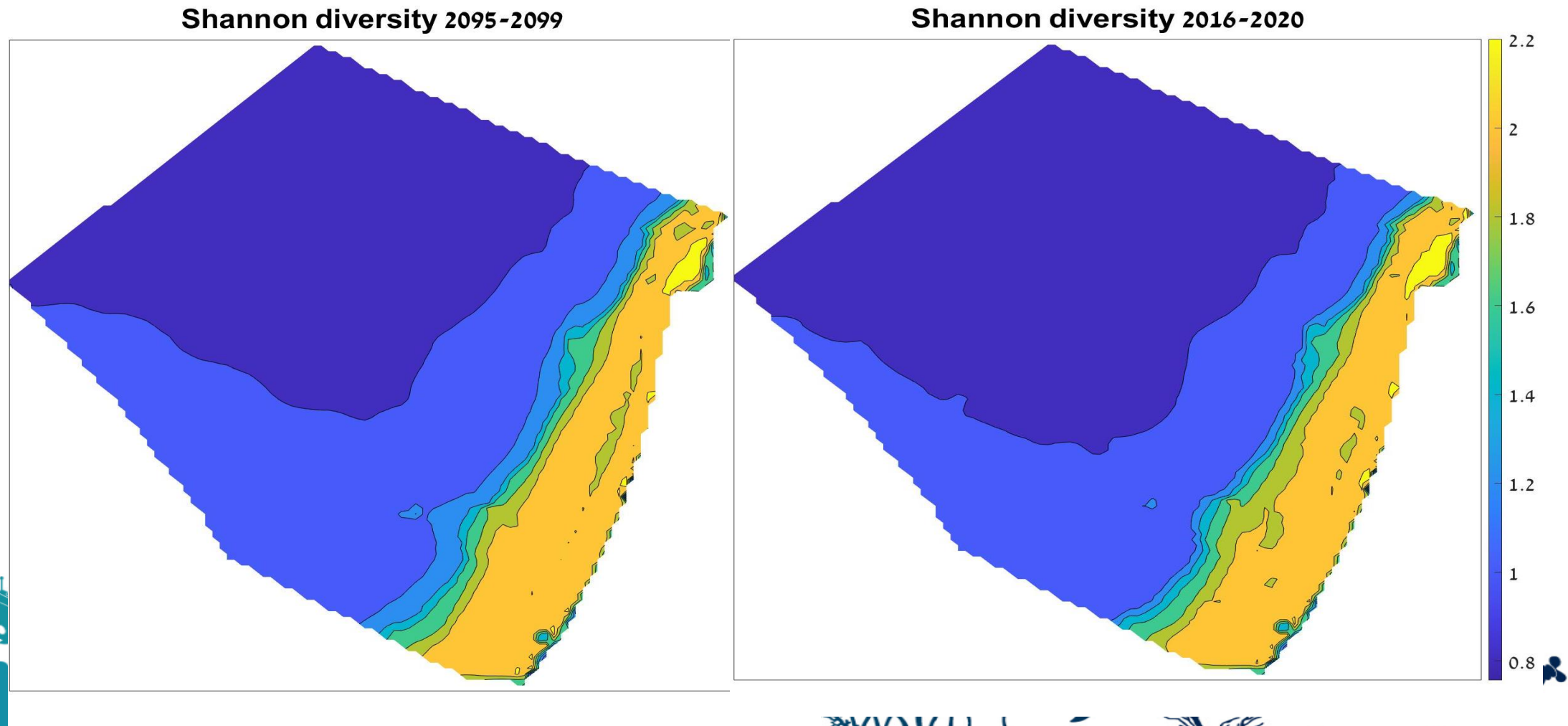


**Base, Fish**  
**2095-2099 vs 2016-2020**



# Results – Examining climate change impact on diversity

Species diversity in 2016-2020 and in 2095-2099 under climate change scenario 8.5





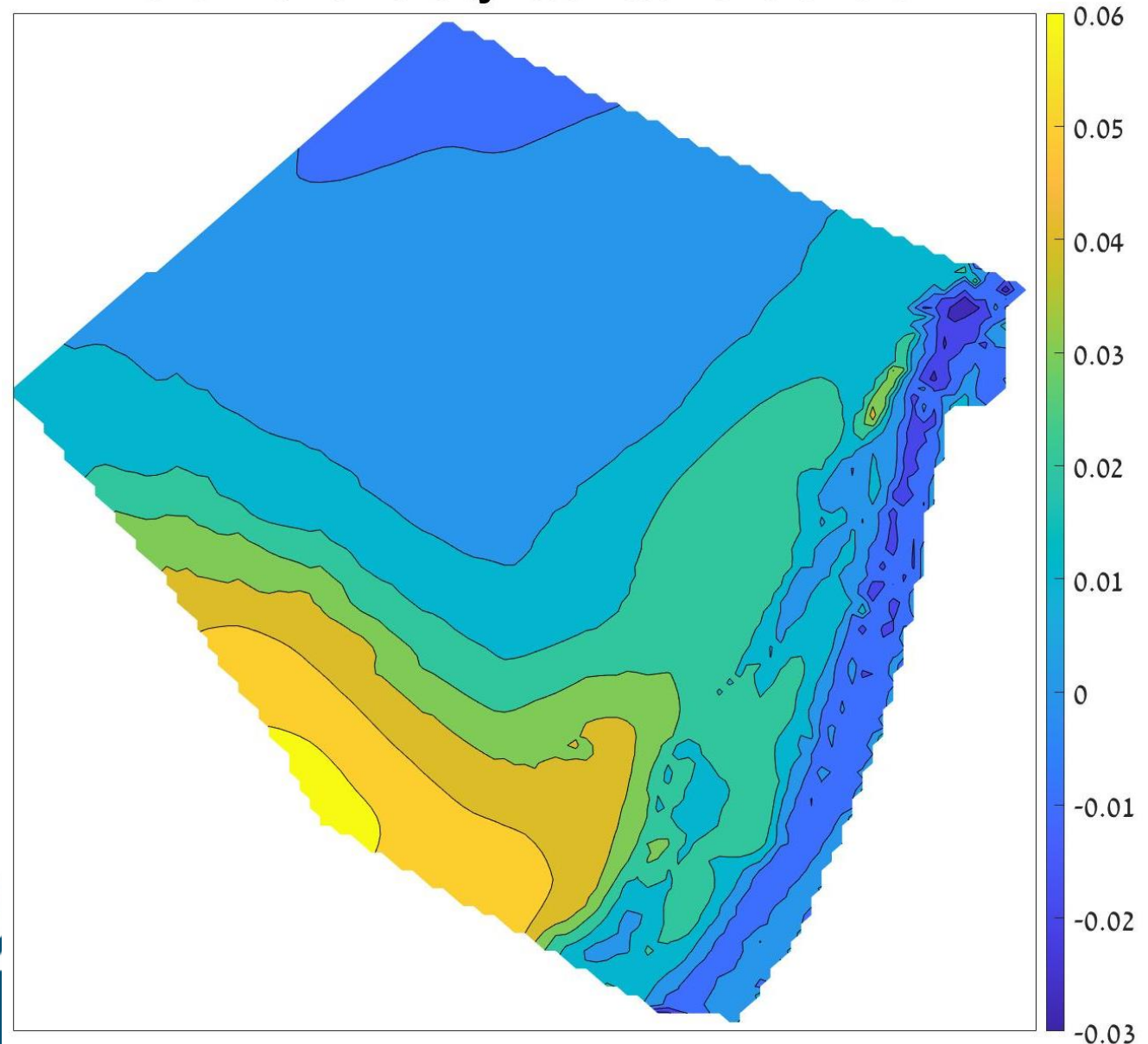
# Results – Examining climate change impact on diversity

**Relative change in species diversity under climate change scenario 8.5**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg. 2016-2020}) + 1)}$$

**Israeli EEZ MPAs masterplan**

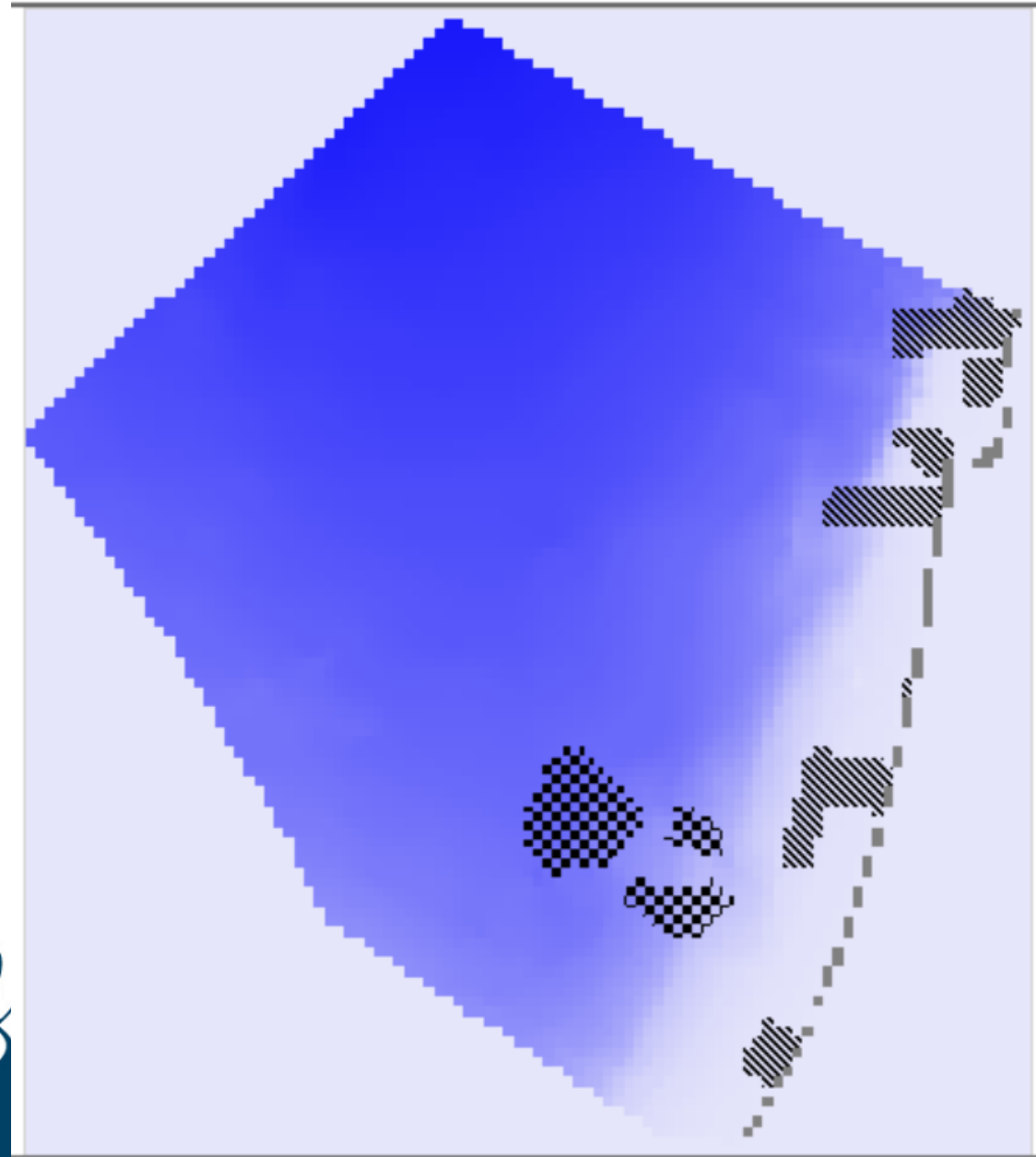
**Shannon diversity 2095-2099 vs 2016-2020**





# Examining the effect of existing and proposed MPAs under climate change

The map of the proposed and existing MPAs  
(screen view of the model)



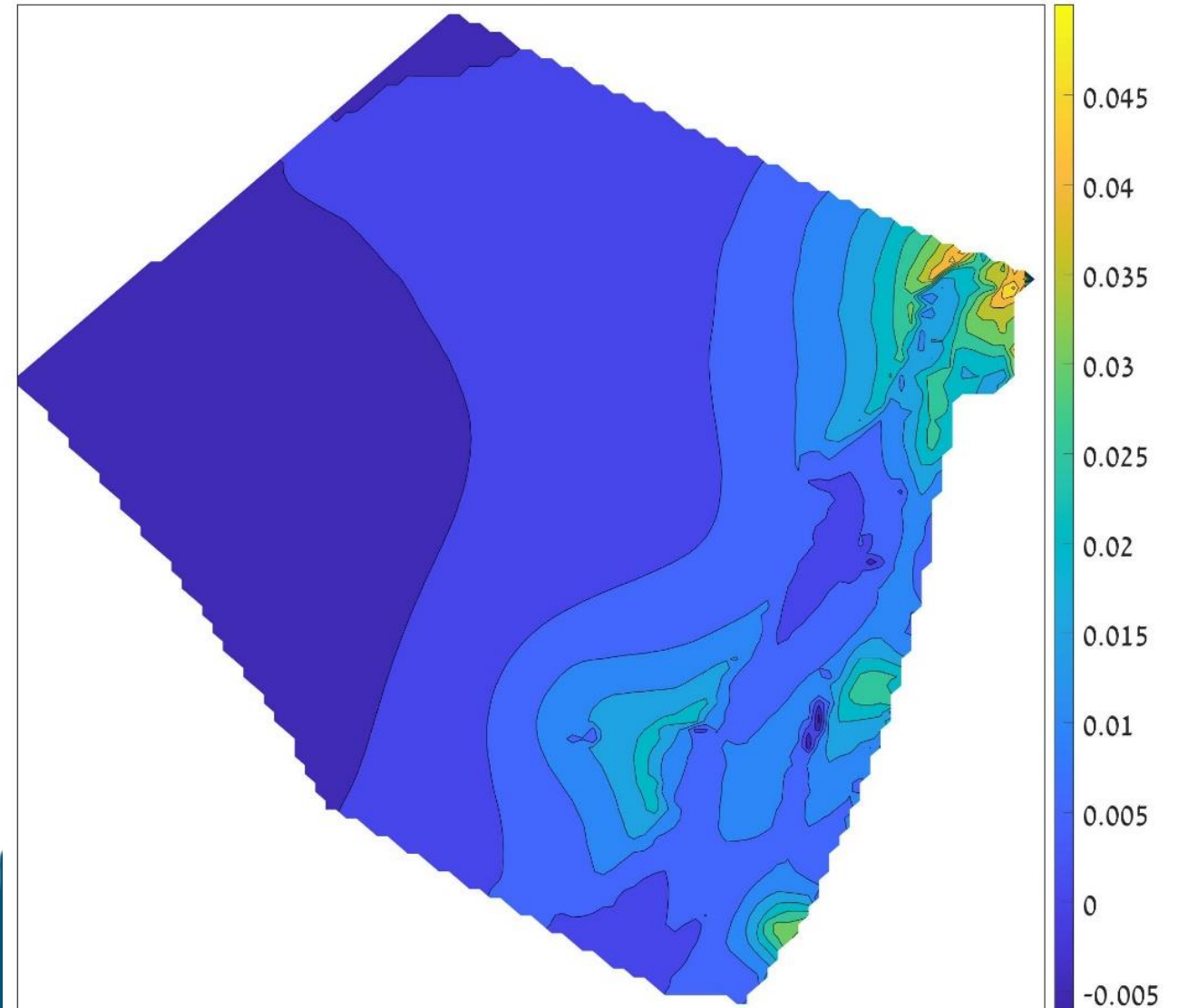
# Results – Examining MPAs effect under climate change

**Relative biomass change of native species group under climate change scenario 8.5 with MPAs**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg. 2016-2020}) + 1)}$$

**Israeli EEZ MPAs masterplan**

**Scenario 1 MPA vs Base  
2095-2099, Native**

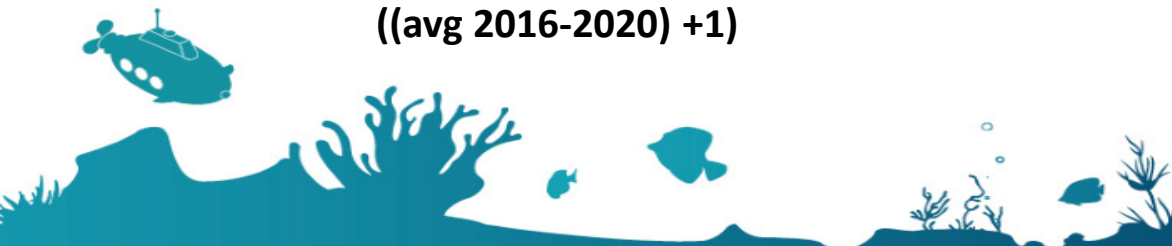


# Results – Examining MPAs effect under climate change

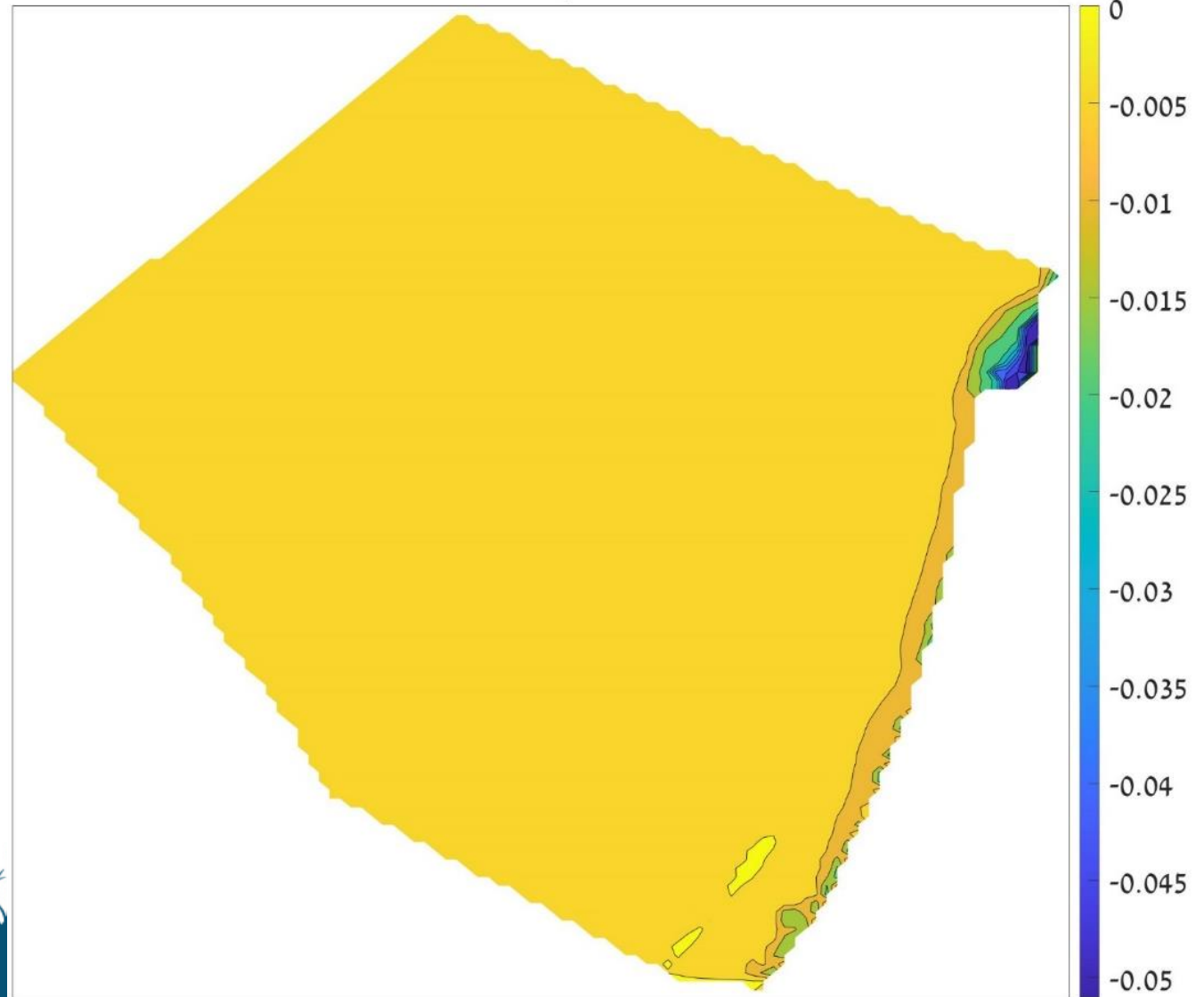
**Relative biomass change of alien species group under climate change scenario 8.5 with MPAs**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$

**Israeli EEZ MPAs masterplan**

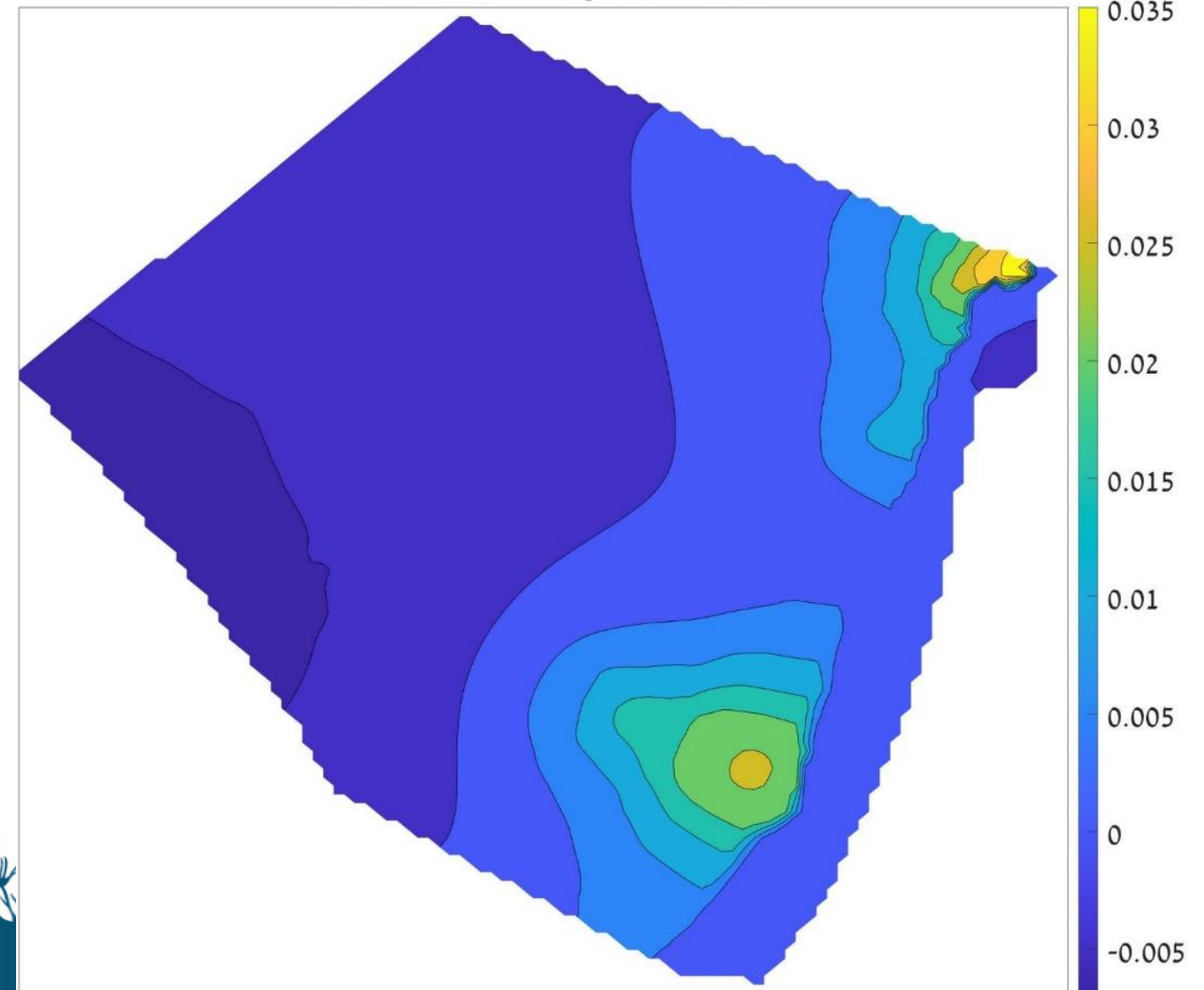


**Scenario 1 MPA vs Base  
2095-2099, Alien**



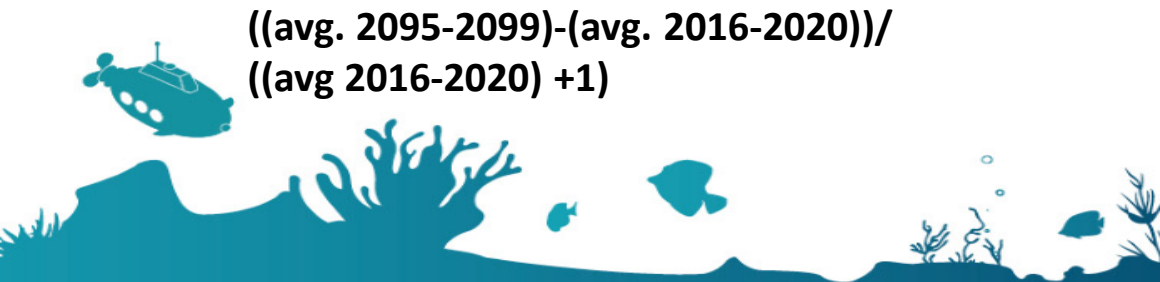
# Results – Examining MPAs effect under climate change

**Scenario 1 MPA vs Base  
2095-2099, Deep sea fish**



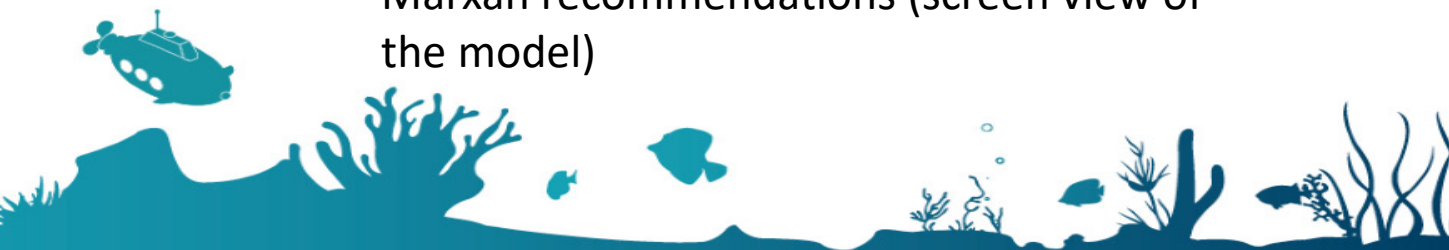
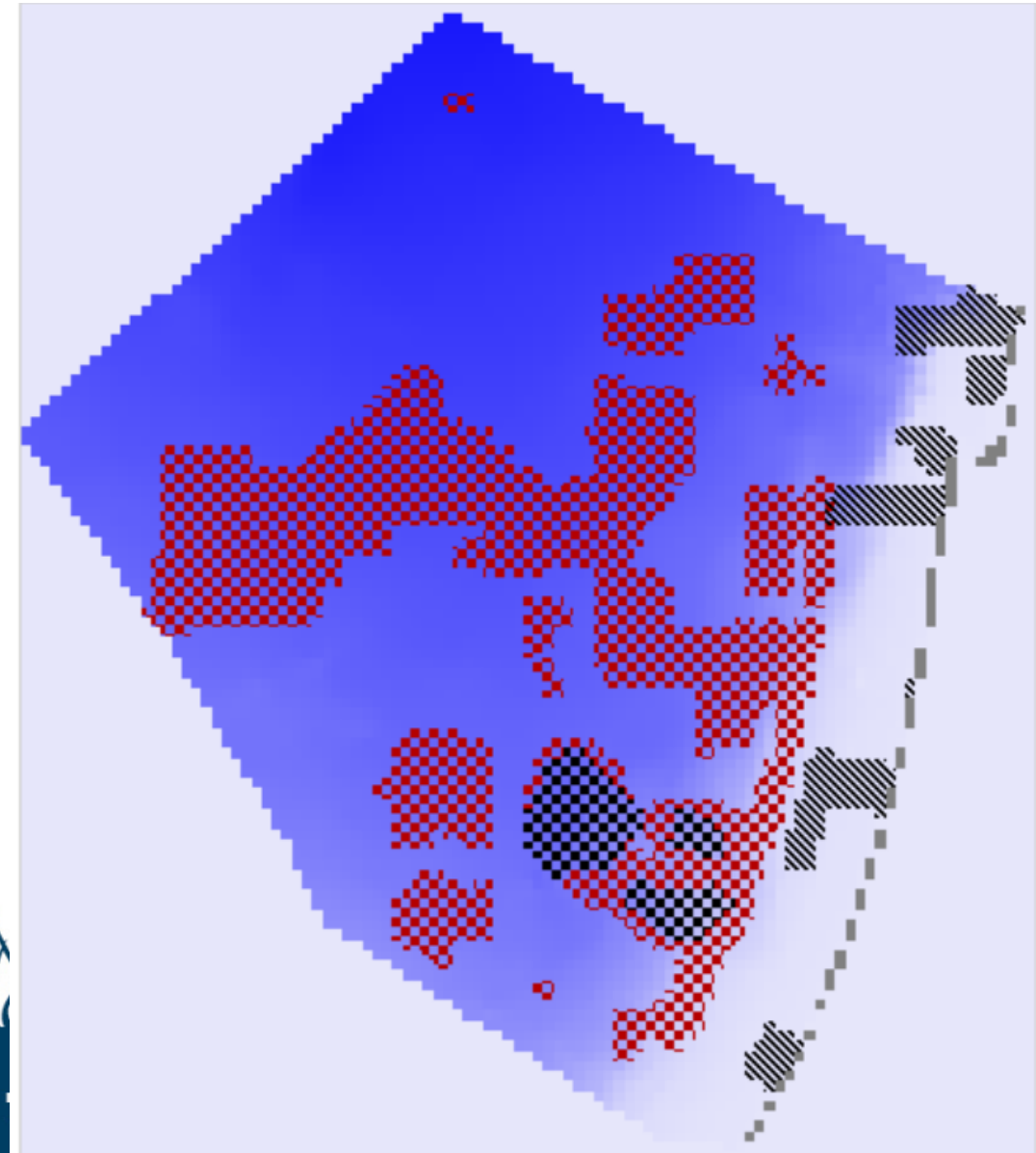
**Relative biomass change of deep-sea fish group under climate change scenario 8.5 with MPAs**

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$



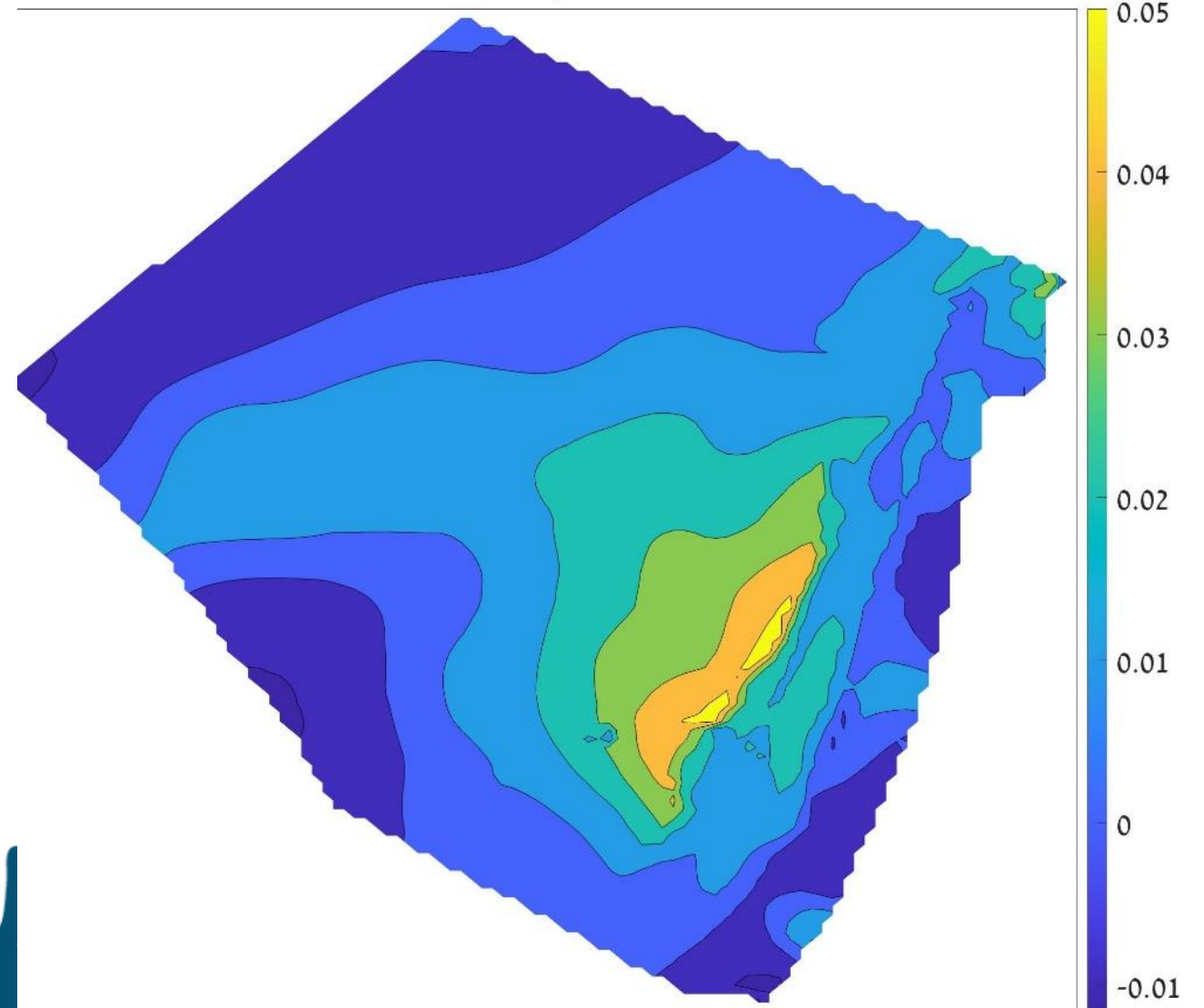
# Examining the effect of existing and proposed MPAs + prioritized areas for protection in the EEZ under climate change

The map of the proposed and existing MPAs + Marxan recommendations (screen view of the model)



# Results – Examining MPAs effect under climate change

Scenario 2 MPA + Marxan vs Base  
2095-2099, Native



Relative biomass change of native species group with MPAs in territorial waters and EEZ

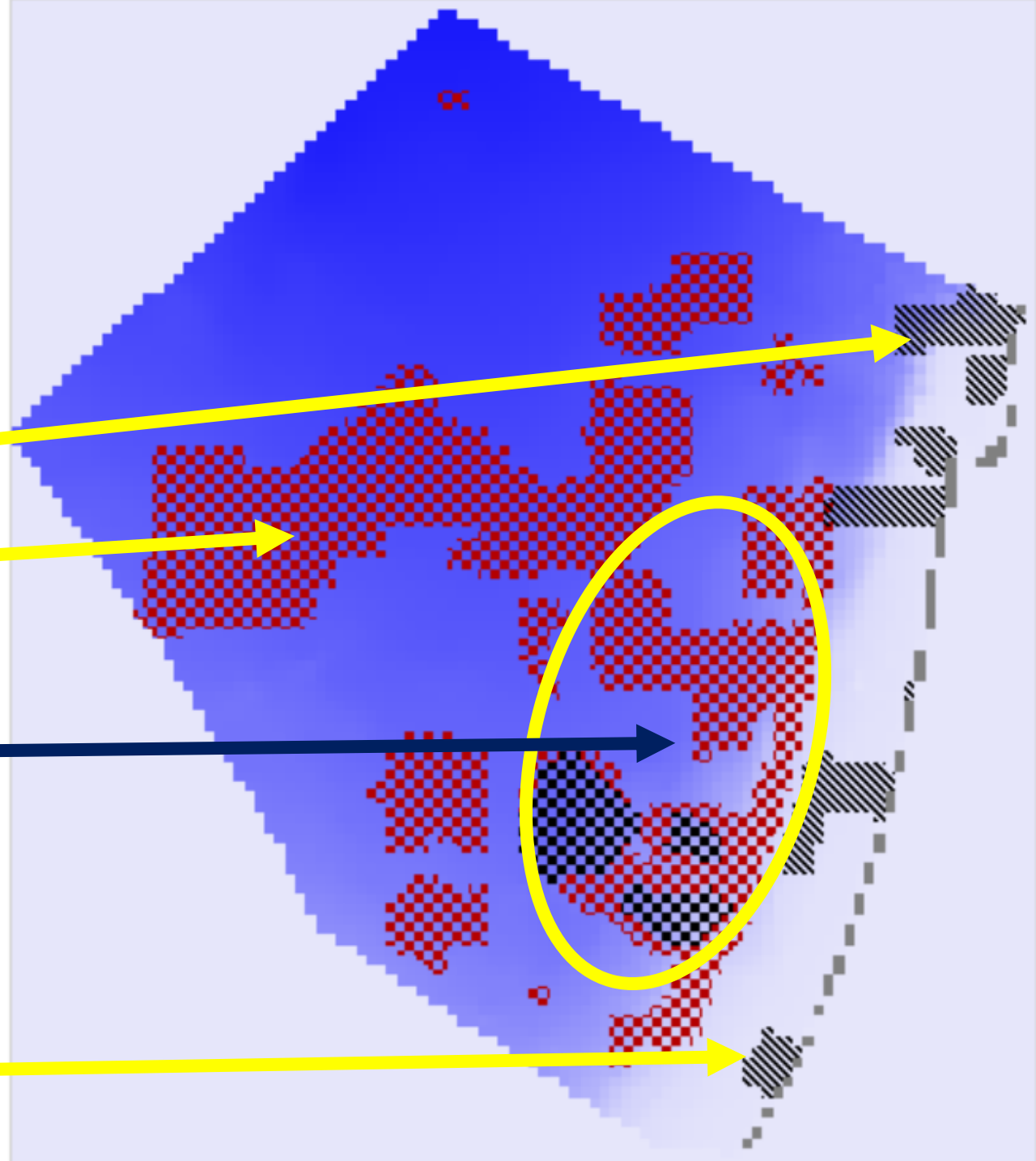
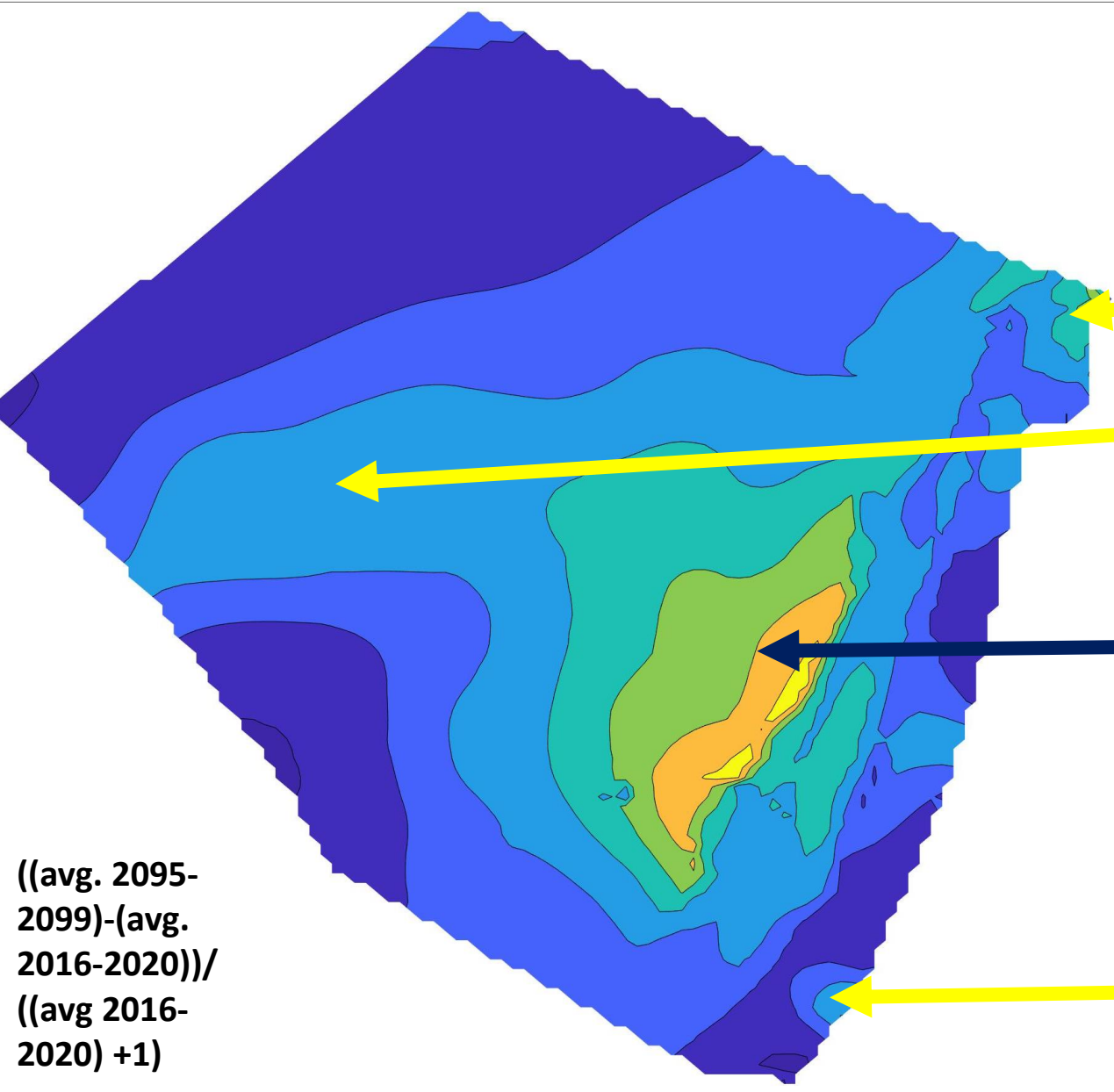
$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$



Israeli EEZ MPAs masterplan



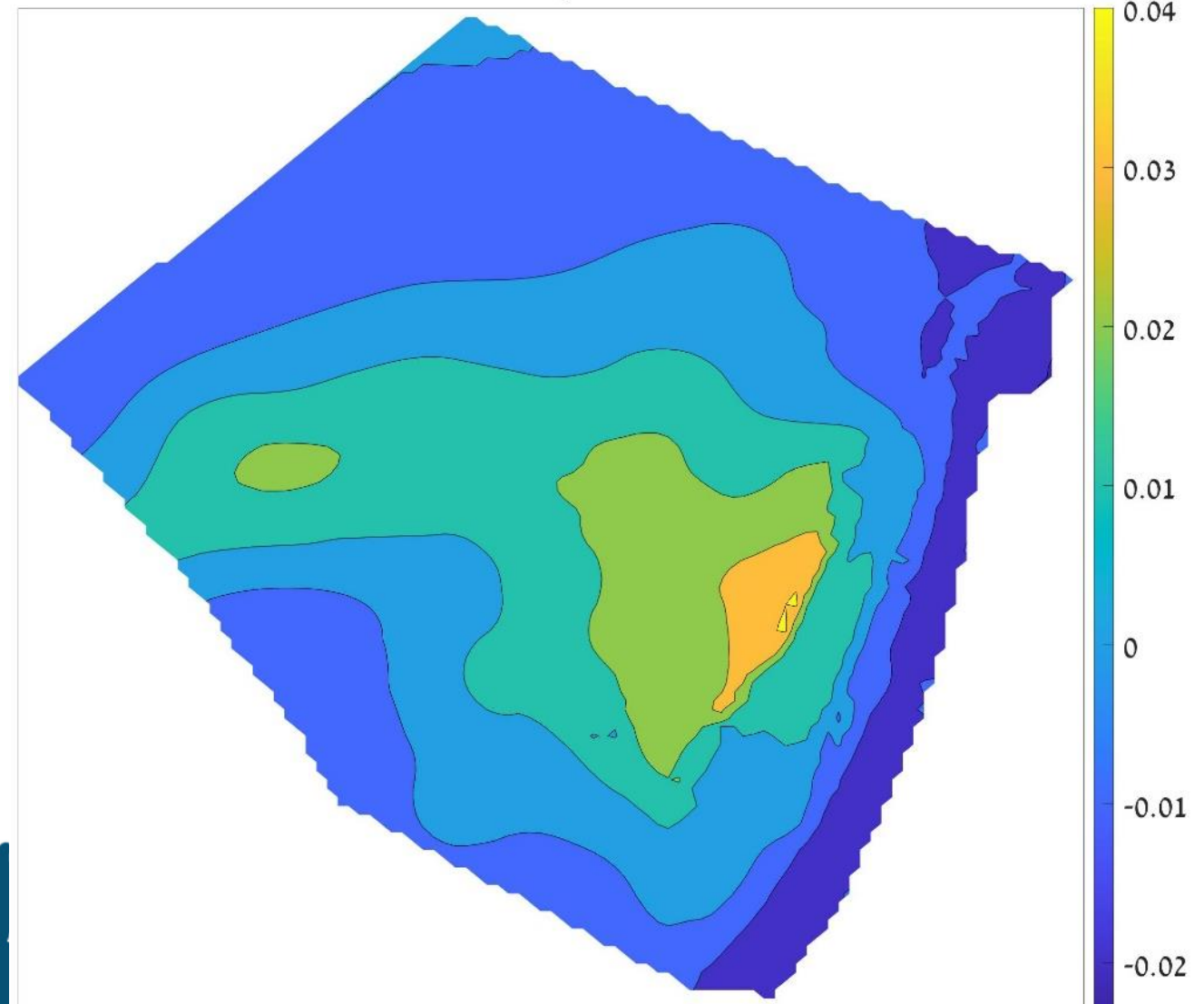
# Scenario 2 MPA + Marxan vs Base 2095-2099, Native



$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg. 2016-2020}) + 1)}$$

# Results – Examining MPAs effect under climate change

**Scenario 2 MPA + Marxan vs Scenario 1 MPA  
2095-2099, Native**



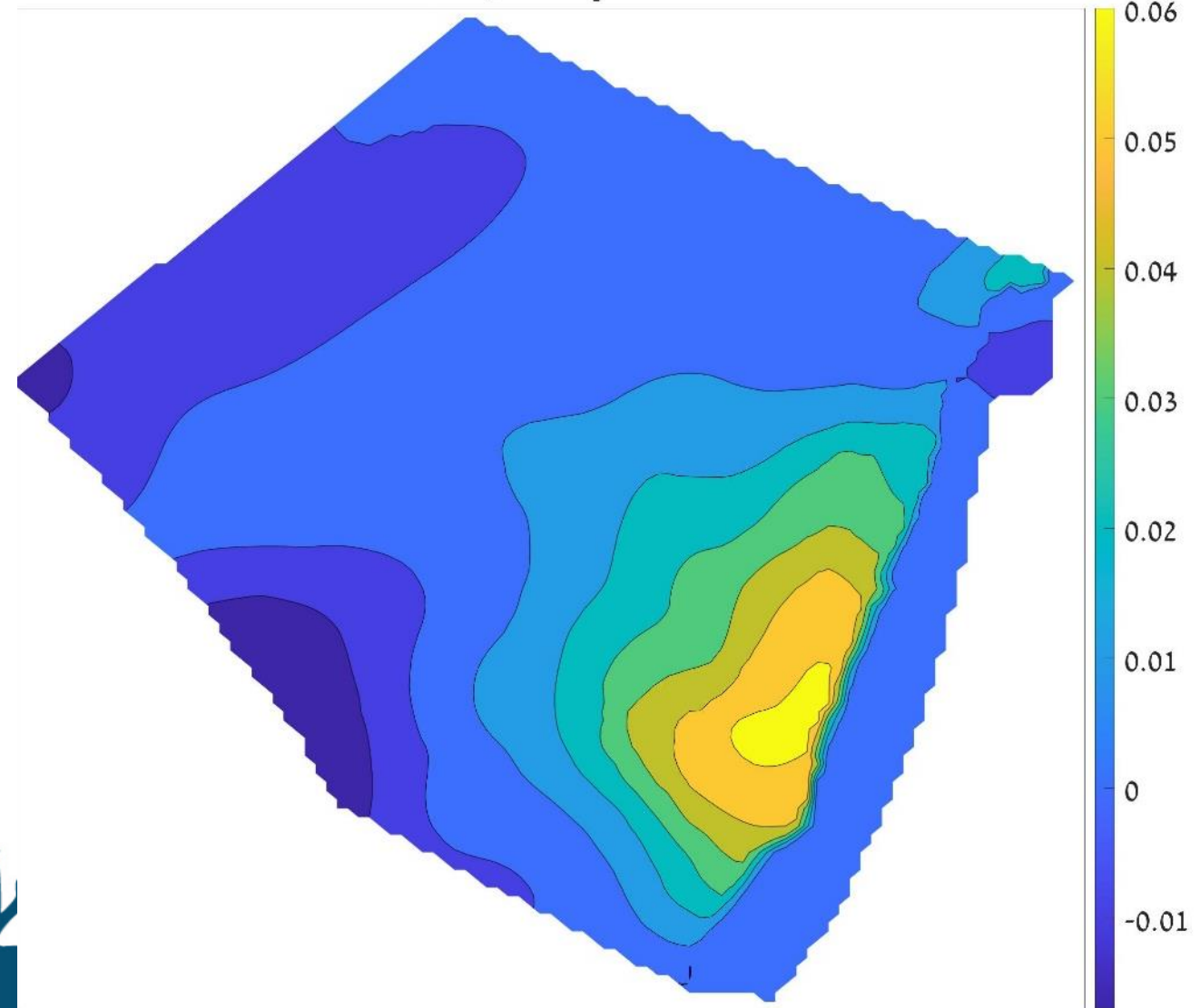
**Relative biomass change of native species group under climate change scenario 8.5 with MPAs in territorial waters and EEZ**



**Israeli EEZ MPAs masterplan**

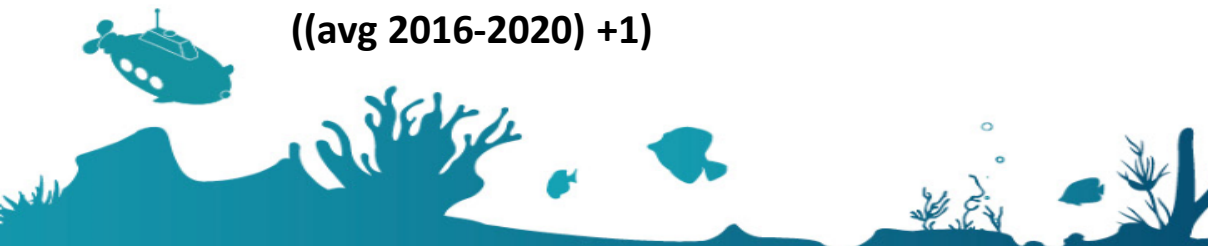
# Results – Examining MPAs effect under climate change

**Scenario 2 MPA + Marxan vs Base  
2095-2099, Deep sea fish**



Relative biomass change of deep-sea fish group with MPAs in territorial waters and EEZ

$$\frac{((\text{avg. 2095-2099}) - (\text{avg. 2016-2020}))}{((\text{avg 2016-2020}) + 1)}$$



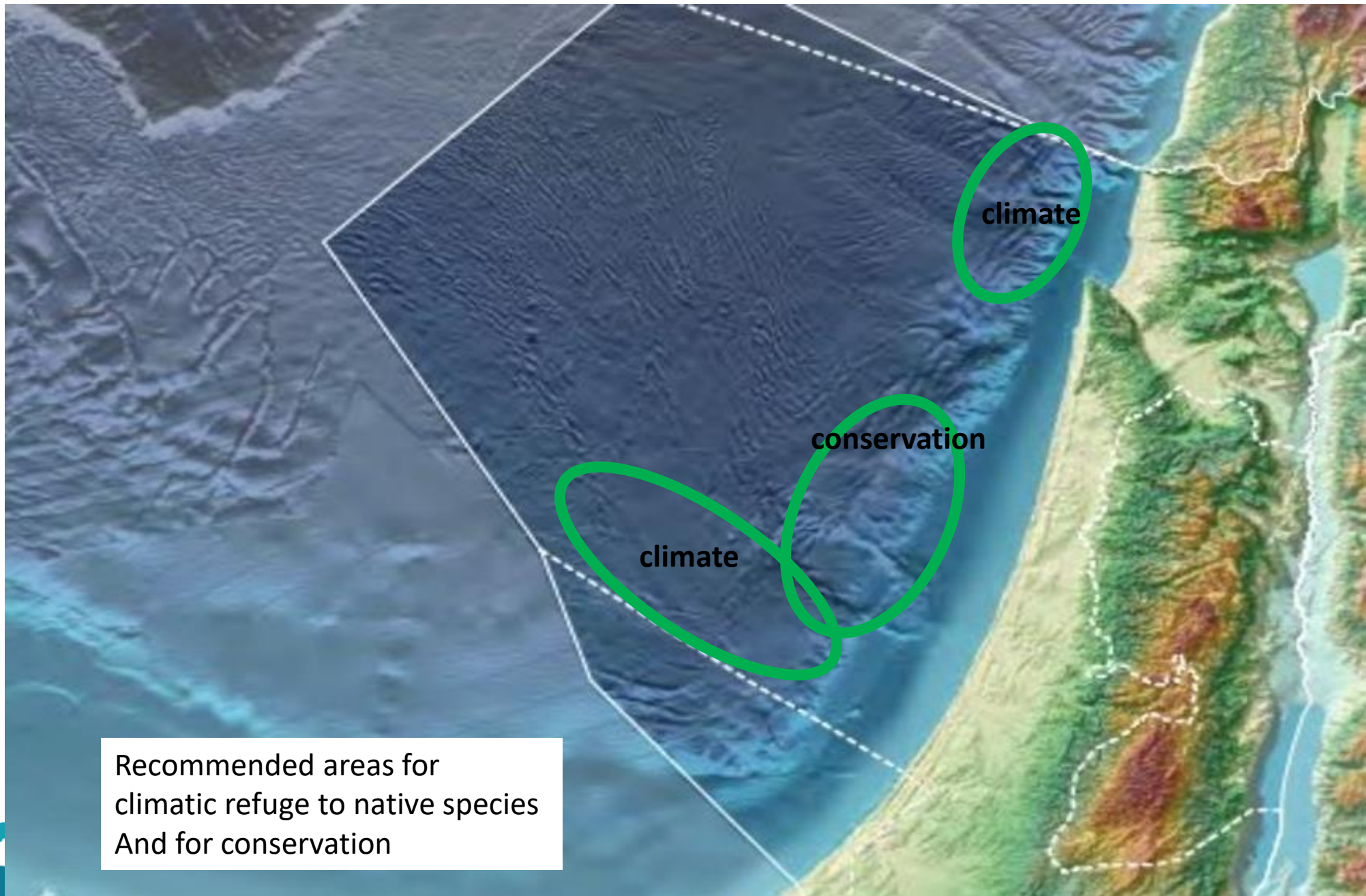
**Israeli EEZ MPAs masterplan**

# Conclusions

- The expected climate change greatly changes the composition of the ecosystem and the spatial distribution of the various groups. Groups of native species move to colder waters and go deeper towards the slope - **in future planning processes it is important to examine options to protect species that go deeper there. We recommend focusing on two areas: the first and smaller one is in the northern part where the slope is steep and the second is in the southern part which relative to the deep sea is shallower and thus allows the species to establish themselves there.**
- It is evident that the closure of the protected areas helps preserve the biomass of the native species and suppresses the invasive species - **by all means we recommend trying to increase the amount and areas of the reserves both in the shelf area and in the EEZ. With a special emphasis on the areas that are very close to the slope, especially in the southern part (in the area of the Palmahim MPA)**







Recommended areas for climatic refuge to native species  
And for conservation

# Take home messages

- From the results, it is clear that closing areas (conservation efforts) over the continental shelf and deep sea areas (Marxen recommendations) promotes increasing or preserving biomass of native species
- Due to the expected warming of the sea water, our recommendation for MPAs planning in the EEZ is to prioritize protection over the slope, taking into account its bathymetric structure (the north is steeper)





# Thanks

- Dr. Hadas Lubinevsky and Dr. Nir Stern – IOLR
- Dr. Tal Idan and Dr. Liron Goren – Tal Aviv University
- Noam Shachar - IOLR



**נספח 7**

**שכבות המידע שנאספו על פעילות סוציאקונומית  
במרחב המים הכלכליים**

כלל שכבות המידע שנאספו על פעילות סוציאקונומית במרחב המים הכלכליים

הערות	הסבר	פעילות עתידית	פעילות קיימת	סקטור	
	מערכי בארות ששימשו להפקה מסחרית של גז טבעי בעבר וכיום אינם פעילים		מערכי בארות לא פעילים	הפקת הידרוקרבונים	1
	מערכי בארות פעילים להפקה מסחרית של גז טבעי		מערכי בארות פעילים		
	קידוחי חיפוש גז טבעי שנערכו בעבר ולא הובילו להפקה מסחרית		קידוחי ניסיון שערכו בעבר		
	מתקנים להפקה ועיבוד של גז טבעי, נמצאים בתחומי זיכיונות		אסדות טיפול והפקה		
	אזורים בהם ניתן רישיון לשלוש שנים (אפשרות להארכה עד שבע שנים) לביצוע קידוחי ניסיון לאיתור גז טבעי		רישיונות חיפוש		
	אזורים בהם ניתנה חזקה להפקה מסחרית של גז. חזקה להפקת גז טבעי ונפט ניתנת למשך 30 שנה עם אפשרות להארכה ל-20 שנה נוספות. מכילים בדרך כלל מספר מערכות בארות אקטיביות ואסדות ייצור		זיכיונות		
	צנרת להובלת הגז הטבעי המופק		צנרת ימית להולכת גז טבעי		
	אזורים הצפויים להיות כלולים בהליך תחרותי רביעי להענקת רישיון חיפוש בים, שבהם זוהו ריכוזי מטרות גבוהים, ונמצאים בעדיפות לשיווק. <sup>1</sup>	מכרז רביעי לקבלת הצעות לחיפושי גז ונפט – שלב ראשון			
	אזורים הצפויים להיות כלולים בהליך תחרותי רביעי להענקת רישיון חיפוש בים, שבהם זוהו בשלב זה פחות ריכוזי מטרות, ונמצאים בעדיפות שנייה לשיווק. <sup>2</sup>	מכרז רביעי לקבלת הצעות לחיפושי גז ונפט – שלב שני			
	אזורים לשיווק עתידי אפשרי	בלוקים			
מיפוי סכמתי	פרויקט אפשרי עתידי לתכנון מערך קווים נוסף שיאסוף את הגז מהיצרנים ויוציא אותו בקו ארוך למדינות מערב הים התיכון	צינור איס-טמד			
	מסדרונות שיט לכניסה לנמלי ישראל לטווחים של 40 מייל ימי ונתיב אורכי, המוגדרים ע"י משרד הביטחון ורספ"ן		נתיבי שיט	ספנות וסחר ימי	2
	נתיב שיט אורכי בתחום המים הכלכליים, חלופי לנתיב הקיים במים הריבוניים	נתיב שיט צפון-דרום חלופי			

<sup>1</sup> בהתאם למידע שהתקבל ממשרד האנרגיה, אגף אוצרות טבע

<sup>2</sup> בהתאם למידע שהתקבל ממשרד האנרגיה, אגף אוצרות טבע

	צפיפות קווי שיט		צפיפות כלי השיט מחושבת מנתוני AIS על כל סוגי כלי השיט באזור בין 2017 ל-2021	
3	ביטחון	אזורים סגורים סביב תשתיות אסטרטגיות	שטחים סביב אסדות הגז הטבעי, המוגדרות כתשתיות אסטרטגיות בים, בהם חל איסור על שיט ברדיוס מסוים מאסדת ההפקה.	
		פעילות שוטפת	פעילות צבאית ימית בכל המרחב הימי של ישראל לצרכי אימונים, פעילות ביטחון שוטף וכד'	לא קיים מידע מרחבי
4	דיג	דיג פלאגי	דיג מסחרי ודיג פנאי בשיטות שונות, ללא מגע בקרקעית	
		דיג מכמורת	מסלולי הפלגה יומיים של ספינות המכמורת מתוך נתוני AIS, שמתוכם חושב מאמץ הדיג בשטח המים הכלכליים.	
5	תשתיות קוויות	כבלי תקשורת קיימים	כבלי תקשורת קיימים בים ישראל למדינות אחרות	
		כבל תקשורת בלו-ראמן	כבל תקשורת בתכנון	מיפוי סכמתי
		קו מתח אירו-אסיה	תכנית רעיונית לכבל חשמל תת ימי שיחבר בין רשתות החשמל של ישראל, קפריסין ויוון	מיפוי סכמתי
6	זיהום ים	אתר הטלת פסולת	אתר להטלת פסולת, בעיקר חופרי חפירה ימיים שנחפרו משטחים בים במסגרת עבודות נמלים ובתשתיות אחרות.	
		זיהום מכוון של הים בשמן מאוניות	דליפות מכוונות מכלי השייט. מבוסס על תצלומי לוויין שהוכן על-ידי EMSA.	לא נכלל בתעדוף המרחבי לשימור באמצעות מרקסן
		זיהום ים בשמן מאוניות כתוצאה מתאונה	דליפות נפט מכלי שיט כתוצאה מתאונה. מבוסס על נתונים של ארגון REMPEC	לא נכלל בתעדוף המרחבי לשימור באמצעות מרקסן
7	אנרגיה מתחדשת	אזור בעל פוטנציאל רוח	אזורים בעלי פוטנציאל רוח לפי אומדן כללי של מהירות הרוח מתוך אטלס הרוח העולמי (Global Wind Atlas).	לא נכלל בתעדוף המרחבי לשימור באמצעות מרקסן
8	מחקר	מערכת ניטור THEMO	תשתית מחקר בים העמוק הכוללת מערכת ניטור ימית ואמצעי מדידה שונים	
		מצוף DEEPLV	תשתית מחקר בים העמוק הכוללת כבל תת ימי ואמצעי מדידה שונים	
9	קפריסין	אתרי הטלת פסולת	אזורים שהוגדרו בתוכנית הפיילוט של THAL-CHOR שהתמקדה באזור הימי של לימסול, לאורך החוף הדרומי של קפריסין, ונערכה בשנת 2015.	לא נכלל בתעדוף המרחבי לשימור
		אזורים ביטחוניים סגורים		
		נתיבי שיט		

באמצעות מרקסן			מגבלות מרחביות על דיג		
			שטחים מוגנים ( Natura 2000)		
			חיפוש והפקת הידרוקרבונים		
לא נכלל בתעודת המרחבי לשימור באמצעות מרקסן	בלוקים ששווקו במסגרת המכרז השני שפרסמה לבנון ( Second Offshore Licensing Round, Closing Date: 15 June 2022 ).		חיפוש והפקת הידרוקרבונים	לבנון	10

**נספח 8**

**דו"ח מרקסן לתעדוף מרחבי לשימור במים  
הכלכליים של ישראל**



# Marxan analysis for the identification of priority conservation areas in the Israeli Exclusive Economic Zone

Sylvaine GIAKOUMI & Emna BEN LAMINE

September 2022

## Summary

The “Israeli EEZ MPAs masterplan” project is a systematic conservation planning initiative led by the Society for the Protection of Nature in Israel (SPNI) in collaboration with the ministry of environment, academia and the Israel Oceanographic and Limnological Research (IOLR) institute. After the collection and analysis of environmental and socio-economic data was completed by the respective teams, we used these spatially georeferenced datasets and the conservation planning software Marxan to identify priority conservation areas in the Exclusive Economic Zone (EEZ) of Israel in the Mediterranean Sea. We included in the analyses: 19 representative benthic habitat types, five unique benthic habitats, four representative pelagic habitats, and one special pelagic habitat. For all these conservation features, conservation targets were set by local experts considering the conservation value of the features (representative / unique habitat), their spatial extent, and level of certainty regarding their distribution. We also included in the analysis available spatial data on activities belonging to the sectors of: hydrocarbon production, shipping and trade, fishing, security, telecommunications, and waste disposal. By applying Marxan, we tried to overcome the challenge of creating a protected area system, while accommodating existing users. We developed four sets of planning scenarios considering: different sets of conservation targets, whether MPAs in territorial waters are included or not in the analysis, and the different cost of hydrocarbon exploration licences. In all Marxan scenarios, the planning solutions (reserve systems) identified corresponded to approx. 40% of the Israeli EEZ (ranging from 41 to 43%) with the exception of scenario 3 which had lower conservation targets and the identified priority areas corresponded to approx. 30% of the EEZ. It is important to stress that the conservation targets for two features: the ‘cold seeps with high probability of occurrence’ and the benthic habitat ‘southern slope’ were not met in any scenario. The reason is that the spatial distribution of these features overlapped with the distribution of activities that were incompatible with protection (treatment and production rigs, non-active well systems, and restricted security zones) and thus areas of overlap were excluded from selection and target (100%) achievement was impossible. Areas corresponding to 24% of the EEZ presented high selection frequency across all scenarios. The map presenting the areas with high irreplaceability, and thus the areas that should be included in future MPAs, could be used as the basis for discussions with stakeholders and decision makers. Alternatively, scenario 3 in which priority areas correspond to approx. 30% of the EEZ could be used as the basis for such discussions in order to achieve the 30x30 target, i.e. protect 30% of Israel’s marine environment by 2030. It is important to stress that Marxan is meant to support decision-making and act as a starting point for planning discussions. Its results must be refined by decision-makers to consider the full range of political, socio-economic and practical factors affecting planning implementation.

# Table of content

Contents .1

2	.....The conservation planning software Marxan	1.
3	..... Marxan as a tool for implementing Systematic Conservation Planning	2.
4	..... Mathematical formulation of Marxan	3.
5	.....Marxan application for the identification of priority conservation areas in Israel's EEZ	4.
5	..... 4.1. Israeli EEZ MPAs masterplan	
6	..... 4.2. Objective of the study and planning region	
7	..... 4.3. Conservation features and targets	
9	..... 4.4. Socioeconomic activities considered and cost	
2	..... 4.5. Marxan scenarios and parameters	
5	.....Priority conservation areas in Israel's EEZ in the Mediterranean Sea	5.
13	..... Conclusions	6.
14	.....References	7.

## 2. The conservation planning software Marxan

Marxan (Ball et al. 2009) is a freely available software designed to help decision makers find solutions to conservation, and other spatial planning problems. Marxan was developed to address the problem of creating a protected area system, while accommodating existing users. The basic idea behind a reserve design problem is that a conservation planner has a large number of potential sites (or 'planning units') from which to select new conservation areas. The objective is to devise a reserve system which is made up of a selection of these planning units which will solve a problem that includes several ecological, social and economic criteria and principles.

Marxan is primarily intended to solve a class of reserve design problem known as the '*minimum set problem*', where the goal is to achieve some minimum representation of biodiversity features for the smallest possible cost (Ball et al., 2009). The rationale here is that cheaper or less socially disruptive reserve networks are more likely to be implemented. In minimum set problems, the features of biodiversity that one wishes to conserve (hereafter referred to as 'conservation features') are treated as constraints to solutions of the problem (Possingham et al., 2000) – e.g. we must conserve at least 300 km<sup>2</sup> of coral reefs or 30% of their known spatial distribution. Conservation features can reflect the presence or distribution of species, habitats, and any other elements of biodiversity that can be spatially represented. Given reasonably comprehensive data on features, Marxan aims to find a suite of solutions for reserve network designs that meet user-defined 'targets' for the minimum 'cost' (Possingham et al., 2000).

Marxan contains a variety of algorithms, but the most commonly used is simulated annealing, to find good solutions to a version of the 'minimum set problem' that includes spatial compactness. Algorithms solve problems, and the **Marxan problem is to find a reserve system that is a combination of three objectives: 1. conserve a certain amount of every conservation feature, 2. minimise the impact of those decisions on other users of the land- or sea-scape, and 3. keep the reserve system compact.** Compact solutions (i.e., the selection of planning sites that are adjacent) are preferable by decision-makers because they are managed more easily than sites that are scattered across a region.

With each run, Marxan produces multiple 'good' solutions for reserve network configurations, thus increasing the chance of finding a solution that maximizes conservation interests while minimizing socioeconomic or other types of impacts. It can enhance the rigor, transparency and repeatability of decisions that are inherently complex and potentially subjective. **Marxan is meant to support decision-making and act as a starting point for planning discussions. Its results must be refined by decision-makers to consider the full range of political, socio-economic and practical factors affecting planning implementation.**

Marxan key terms and definitions are reported below for future reference.

- **Conservation feature:** The feature (e.g., species, habitat, process, etc.) for which a target is set for inclusion in the reserve system.
- **Conservation targets:** The minimum quantity or proportion of the conservation feature in the planning region to be included in the solution (e.g., protect 30% of each habitat type in the reserve system).
- **Cost:** A function Marxan acts to minimize in its pursuit of achieving the conservation targets. It is meant to reflect the cost of including a 'planning unit' in the reserve design. Costs are flexible and

often pertain to socioeconomic implications of establishing a reserve (e.g., land acquisition cost; management cost; opportunity cost).

- **Planning region** (also known as planning area/extent, study area): The spatial domain over which the planning process occurs. This area is subdivided into planning units.
- **Planning unit**: Spatial units within the planning region, which can be defined as regular shapes (grids or hexagons) or irregular landscape-based features (e.g., watersheds). The planning unit size reflects the minimum size of an acceptable MPA.
- **Solution**: A binary output of Marxan reflecting whether a planning unit is selected (1) or not selected (0) as part of the reserve system.
- **Selection Frequency**: the summed output of all solutions

### 3. Marxan as a tool for implementing Systematic Conservation Planning

Marxan is often employed as part of a larger systematic conservation planning (SCP) process. SCP is a framework for identifying potential protected areas that efficiently achieve a specific set of objectives, commonly some minimum representation of biodiversity (Margules & Pressey, 2000; Pressey & Bottrill, 2009). It is a major advance compared to conventional conservation planning approaches, which have often been applied to select reserves based on urgency, scenery, the evaluation of planning units independently, and ease of designation (Kukkala & Moilanen, 2013). It also differs from the approach of identifying biodiversity hot spots, because the selection of conservation sites takes into account the complementarity of sites in achieving the representativeness of the conservation features as well as efficiency in meeting the targets. This means that when applying SCP with Marxan, site A which has the highest number of species (e.g., 10 species) and high socioeconomic cost (e.g., an area where hydrocarbon exploration occurs) may not be selected but two complementary sites B (with 6 species) and C (with another 5 species) will be selected instead because collectively they cover more species (11 in total) and collectively have a lower socioeconomic cost in comparison to site A. SCP is widely considered 'best practice' in creating systems of protected areas because it facilitates a transparent, inclusive and defensible decision-making process.

The SCP framework consists of 11 stages (Table 1) encompassing the design, implementing, and monitoring of conservation areas (Pressey & Bottrill, 2009). The ninth stage, commonly referred to as 'spatial conservation prioritization', involves the selection of new reserves to achieve conservation objectives. Although Marxan can be used for a variety of purposes at various stages of the SCP process, it was designed primarily to facilitate spatial conservation prioritization by providing decision support. It also helps incorporate core conservation planning concepts, such as complementarity and representativeness into the earlier stages of identifying goals and objectives for the process (Kukkala & Moilanen, 2013).

Marxan is the most widely used systematic conservation planning tool globally. Several case studies illustrating the various applications of Marxan can be found at [www.maxansolutions.org](http://www.maxansolutions.org).

Table 1 Key Stages of Systematic Conservation Planning (Pressey & Bottrill, 2009)

1. Scoping and costing the planning process
2. Identifying and involving stakeholders
3. Describing the context for conservation areas
4. Identifying conservation goals
5. Collecting data on socio-economic variables and threats
6. Collecting data on biodiversity and other natural features
7. Setting conservation objectives (spatially explicit targets)
8. Reviewing current achievement of objectives
9. Selecting additional conservation areas
10. Applying conservation actions to selected areas
11. Maintaining and monitoring conservation areas

#### 4. Mathematical formulation of Marxan

Marxan finds solutions to a well-defined mathematical problem. Commonly, it minimizes the combined cost of the reserve network and the boundary of the entire network, while meeting a set of conservation targets. This problem can be expressed mathematically as:

$$\text{minimize } \sum_i^{N_s} x_i c_i + b \sum_i^{N_s} \sum_{ii}^{N_s} x_i (1 - x_h) cv_{ih} \quad (1)$$

subject to meeting all conservation targets

$$\sum_i^{N_f} x_i r_{ij} \geq T_j \forall j \quad (2)$$

and  $x_i$  is either 0 or 1

$$x_i \in \{0,1\} \forall i$$

where  $r_{ij}$  is the occurrence level of conservation feature  $j$  in planning unit  $i$ ,  $c_i$  is the cost of planning unit  $i$ ,  $N_s$  is the number of planning units,  $N_f$  is the number of conservation features, and  $T_j$  is the target for conservation feature  $j$ . The variable  $x_i$  has value '1' for planning units selected to form part of the reserve network, and value '0' for sites not selected.

The first term in Equation 1 is a penalty associated with the cost of the network. The second term is a penalty associated with the spatial configuration or shape of the network, also known as boundary cost. The parameter  $cv_{ih}$  reflects the cost of the connection between planning unit  $i$  and planning unit  $h$ , typically measured as the shared boundary between these two planning units. If one planning unit is in the reserve system, and the other is not, then a connection cost is applied. If both planning units are out or in, the connection cost is not paid. The parameter  $b$  is the boundary multiplier (or the boundary length modifier, BLM), a user-defined parameter that controls the importance of minimizing the boundary cost

(or total boundary length) of the reserve system. The higher the  $b$  value, the more importance is given to achieve a more compact reserve configuration.

In Equation 2,  $T_j$  is the target for a given biodiversity feature. Targets can be expressed as an amount (e.g., km<sup>2</sup> of a particular habitat) or as the number of occurrences (number of individuals) or a proportion of the distribution of every feature that is the focus of the reserve system. Targets in Marxan are specific to the conservation features and not for other configuration characteristics, such as the minimum size of areas zoned, or the number of distinct areas zoned for conservation.

Marxan solves the problem by placing the objectives (Equation 1) and the constraints (Equation 2) together into an ‘objective function’ by transforming the constraints into an additional penalty term. This allows Marxan to calculate a value for a collection of planning units, which in turn can be used to compare alternate solutions (i.e. collections of planning units) and hence identify better solutions.

Thus, the **objective function** in Marxan takes the form:

$$\sum_i^{N_s} x_i c_i + b \sum_i^{N_s} \sum_{ii}^{N_s} x_i (1 - x_h) cv_{ih} + \sum_j^{N_f} FPF_j FR_j H(s) \left( \frac{s}{T_j} \right) \quad (3)$$

where the first term is the total cost of the reserve network and the second term is the boundary cost of the reserve network multiplied by the boundary length modifier. The third term includes the target constraints presented in Equation 2, but now as a shortfall penalty equation. The terms  $FPF_j$  and  $FR_j$  are the feature penalty factor (also commonly referred to as the ‘species penalty factor (SPF)’) and feature representation respectively.  $FPF_j$  is a scaling factor that determines the relative importance of meeting the representation target for feature  $j$ .  $FR_j$  is computed as the representation cost of meeting the representation target of feature  $j$ .

The shortfall  $s$  is the amount of the representation target not met and is given by:

$$s = T_j - \sum_i^{N_f} x r_{ij}. \quad (4)$$

The Heaviside function,  $H(s)$ , is a step function which takes a value of zero when  $s \geq 0$  and 1 otherwise. The feature specific parameter  $T_j$  is the target representation for feature  $j$ . The expression  $(s/T_j)$  is the measure of the shortfall in representation for feature  $j$ . It is reported as a proportion and equals ‘1’ when feature  $j$  is not represented within the configuration and approaches ‘0’ as the level of representation approaches the target amounts. The Heaviside function ensures the whole equation becomes zero when the representation is greater than the target amount. The shortfall penalty is zero if every biodiversity feature  $j$  has met its representation target in the selected reserve network. It is greater than zero if the targets are not met and gets larger as the gap between the target and the amount not included in the solution increases.

## 5. Marxan application for the identification of priority conservation areas in Israel’s EEZ

### κ. 4.1. Israeli EEZ MPAs masterplan

The “Israeli EEZ MPAs masterplan” project is a systematic conservation planning initiative led by the Society for the Protection of Nature in Israel (SPNI) in collaboration with the ministry of environment, academia and IOLR. The first step of this process (Figure 1) of collecting and analysing environmental data was completed in July 2022. This report presents the results of the process of prioritizing areas for conservation using the



Marxan planning tool, as part of the second step of the project of applying decision support tools. The work described in this report was carried out between August and October 2022.

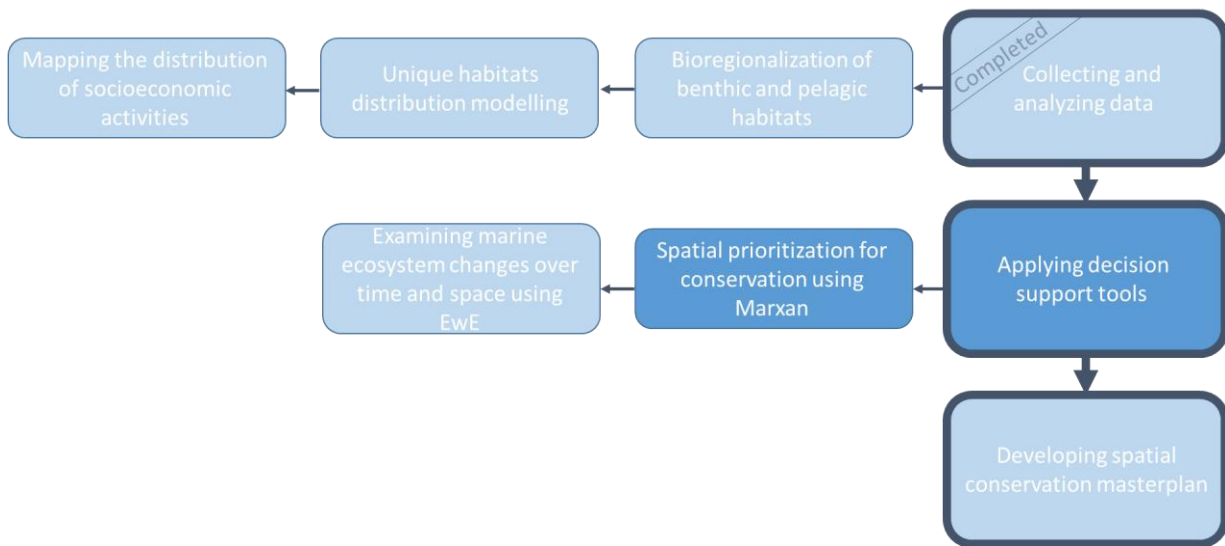


Figure 1. Israeli EEZ MPAs masterplan workflow. The steps realized in this report are presented in dark blue.

#### ב. 4.2. Objective of the study and planning region

The software Marxan was used to identify priority conservation areas in the Exclusive Economic Zone (EEZ) of Israel in the Mediterranean Sea. Israel's EEZ boundary negotiations are still on-going with neighbouring countries. The present study used the boundaries delineation proposed by the Israeli Planning Administration. More specifically, this study aims to identify priority areas to be included in a representative and efficient network of Marine Protected Areas (MPAs) in the Israeli EEZ considering 36 conservation features (including deep-sea and pelagic habitats and pseudo-habitat categories as reported in section 4.2) and socioeconomic activities belonging to six economic sectors (detailed in section 4.3).

The planning region encompassed not only the EEZ but also Israel's territorial waters in the Mediterranean Sea as we wanted the reserve system to be connected to the existing network of MPAs (at different fulfilment stages, from planned through declared to actively managed) which is located in the territorial waters, along the continental shelf (Figure 1). This connectivity is especially important since transportation processes down the continental slope were recently found to play a significant role in deep sea ecosystem dynamics in the region (Guy-Haim et al. 2022). The entire region of 25893 km<sup>2</sup> was divided into 6690 planning units of ~4 km<sup>2</sup>; the planning units belonging to the EEZ covered an area of 21831 km<sup>2</sup>. Identifying further MPAs in the territorial waters was beyond the scope of the study; therefore, all planning units in the territorial waters that did not overlap with MPAs were excluded from selection. More details about the treatment of planning units in the territorial waters and planning scenarios are provided in section 4.4.

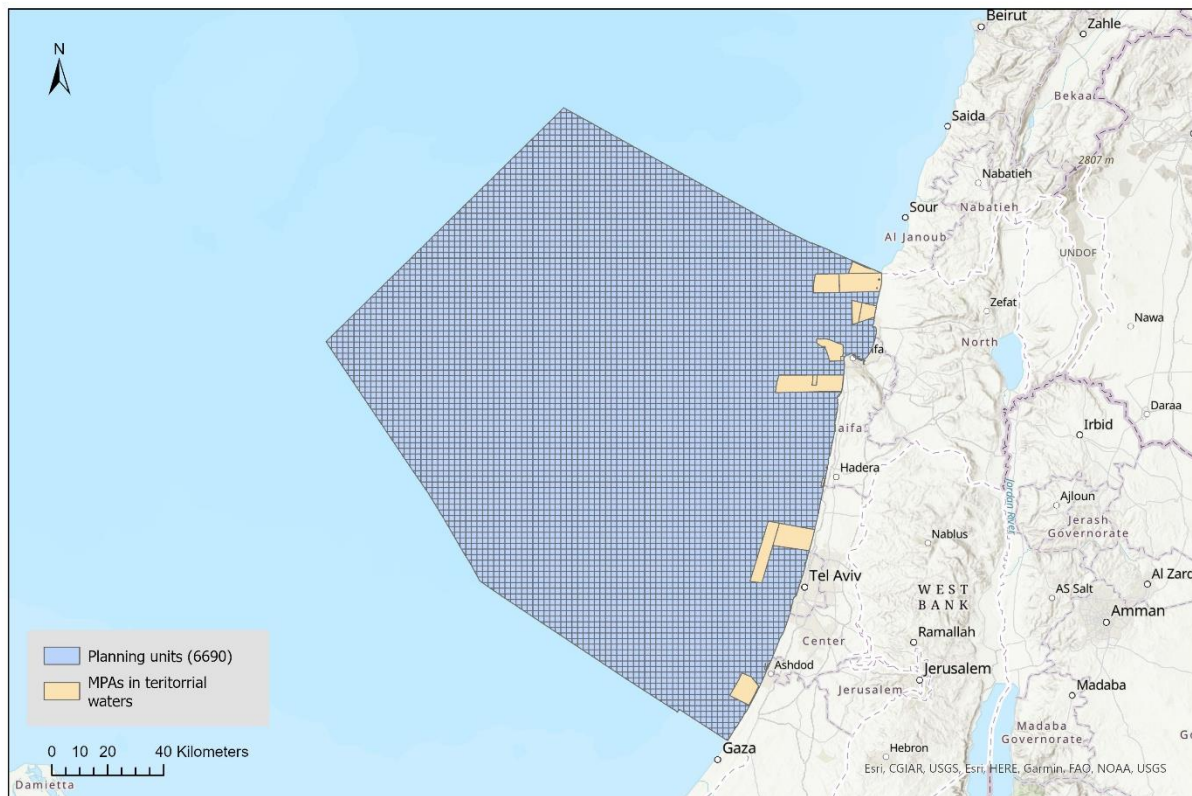


Figure 2. Planning region divided in 6690 planning units of 4km<sup>2</sup>. Yellow polygons correspond to declared, approved, and suggested marine reserves in the territorial waters of Israel, including special marine areas (Israeli Planning Administration 2020).

#### λ. 4.3. Conservation features and targets

Overall, 36 conservation features were defined for which targets were set for inclusion in the reserve system (Shabtay et al. 2022). More specifically, we included in the analyses: 19 representative benthic habitat types, five unique benthic habitats, four representative pelagic habitats, and one special pelagic habitat. Four unique benthic habitats (soft bottom sponge grounds, coral gardens, cold seeps, sea pen fields, and rock and pockmarks) as well as the special pelagic habitat (cyclone presence) were further split into different features based on the probability of occurrence as predicted by habitat suitability models (see Table 2). The spatially explicit information for each feature was attributed to each planning unit as presence (1) or absence (0) data.

For each conservation feature, a target was set as a percentage of its total distribution to be included in the reserve system (Table 2). The targets were set after consultation with local experts and considering the conservation value of the features (representative / unique habitat), their spatial extent, and level of certainty regarding their distribution (Shabtay et al. 2022). A second set of lower targets was considered to allow for more flexibility in Marxan's solutions and allow smaller area requirement for meeting the conservation targets. Yet, targets for some features remained unchanged because their spatial coverage was restricted and a lower target would not secure their adequate protection.

Table 2 Conservation features and coverage target for their inclusion the planning solutions. EEZ coverage percentage is summed for representative benthic habitats that fully cover the entire area of the EEZ. Overlapping habitats area which include the unique benthic habitats that are nested in representative habitats, and pelagic habitats are not summed to avoid multilayer counting.

Feature type	Conservation feature	% EEZ	Total % of EEZ	Conservation target %	Lower target %
REPRESENTATIVE BENTHIC HABITATS	Bathyal plain – Deep-Sea Fan	7.0	7	30	20
	Foraminiferous assemblage	8.4	15.4	30	20
	Northern Slope - Base Slope	3.3	18.7	50	50
	Northern slope- Lower Slope	0.4	19.1	100	100
	Palmahim A	0.9	20	100	100
	Palmahim B	1.0	21	100	100
	Palmahim C	0.7	21.7	100	100
	Southern Slope	0.7	22.4	100	100
	Sponge ground - Deep Sea Fan	2.3	24.7	50	30
	Sponge ground - Sediment Waves	3.4	28.1	50	30
	Sponge ground- Deep plain	3.7	31.8	50	30
	Unknown - Base Slope	7.2	39	30	20
	Unknown - Lower Slope	4.3	43.3	50	30
	Unknown - Main Deep-Sea Fan	31	74.3	20	10
	Unknown - Sediment Waves	12.4	86.7	20	10
	Unknown - Southern Deep-Sea Fan	9.4	96.1	30	20
	Unknown - Upper Slope	1.0	97.1	100	100
Unknown- Deep plain	2.8	99.9	50	30	
UNIQUE BENTHIC HABITATS	Soft bottom sponge ground (prob. 0.7-1)	0.38		100	100
	Soft bottom sponge ground (prob. 0.3-0.6)	1.6		60	60
	Soft bottom sponge ground (prob.<0.3)	11.2		30	20

	Coral garden (prob. 0.7-1)	0.1	100	100
	Coral garden (prob. <0.7)	2.2	70	70
	Sea pen field	0.1	100	100
	Cold seeps (prob. 0.7-1)	0.2	100	100
	Cold seeps (prob. <0.7)	1.6	70	70
	VME indicator habitat (rock and pockmarks-0.7-1)	1.2	100	100
	Rock and pockmarks (prob. 0.4-0.7)	1.8	50	30
	Rock and pockmarks (prob. <0.4)	10	30	20
	Levant channel*	3.3	20	10
REPRESENTATIVE PELAGIC HABITATS	Pelagic slope	11.5	20	10
	Pelagic warm	28.7	20	10
	Pelagic cold	4.8	20	10
	Pelagic high Oxygen	28.8	20	10
SPECIAL PELAGIC HABITATS	Cyclone presence (0.7-1)	4	100	70
	Cyclone presence (0.4-0.7)	23	50	30

\*Unique feature. A conservation target of 20% was suggested by experts in the consultation process

#### τ. 4.4. Socioeconomic activities considered and cost

The spatial distribution of predominant human activities in the planning region and their relative costs were adopted in the analyses from Amir and Karniel (2022) who collected and analysed data on socioeconomic activities in the Israeli EEZ. Data corresponded to existing activities and activities that are expected to be executed in the near future (Table 3). More specifically, we considered activities belonging to the sectors of: hydrocarbon production, shipping and trade, fishing, security, telecommunications and waste disposal (see Table 3). For each activity, a cost was attributed by experts based on its economic importance and compatibility with MPAs.

Economic importance was adopted from the Maritime Policy for Israel's Mediterranean Waters (Israeli Planning Administration 2020). The policy document defined shipping and trade, and hydrocarbon production as strategically important sectors with high economic importance. Additionally, the policy document prioritized security and defence uses for spatial allocation as they enable the strategically important activities existence. Qualitative ranking of economic importance of the socioeconomic activities for Marxan was performed on a scale of 1 to 6, from low importance to high importance, respectively.

Compatibility with MPAs was qualitatively assessed (compatible/incompatible) as a spatial conflict of uses and not an impact on habitats due to lack of quantitative data and knowledge on impacts to deep-sea and

pelagic habitats from each specific activity. For example, the scientific literature clearly demonstrates the impact of hydrocarbon production drilling on benthic and pelagic habitat, and therefore the activity was assigned as incompatible with MPA, although the impact extent might differ among habitats.

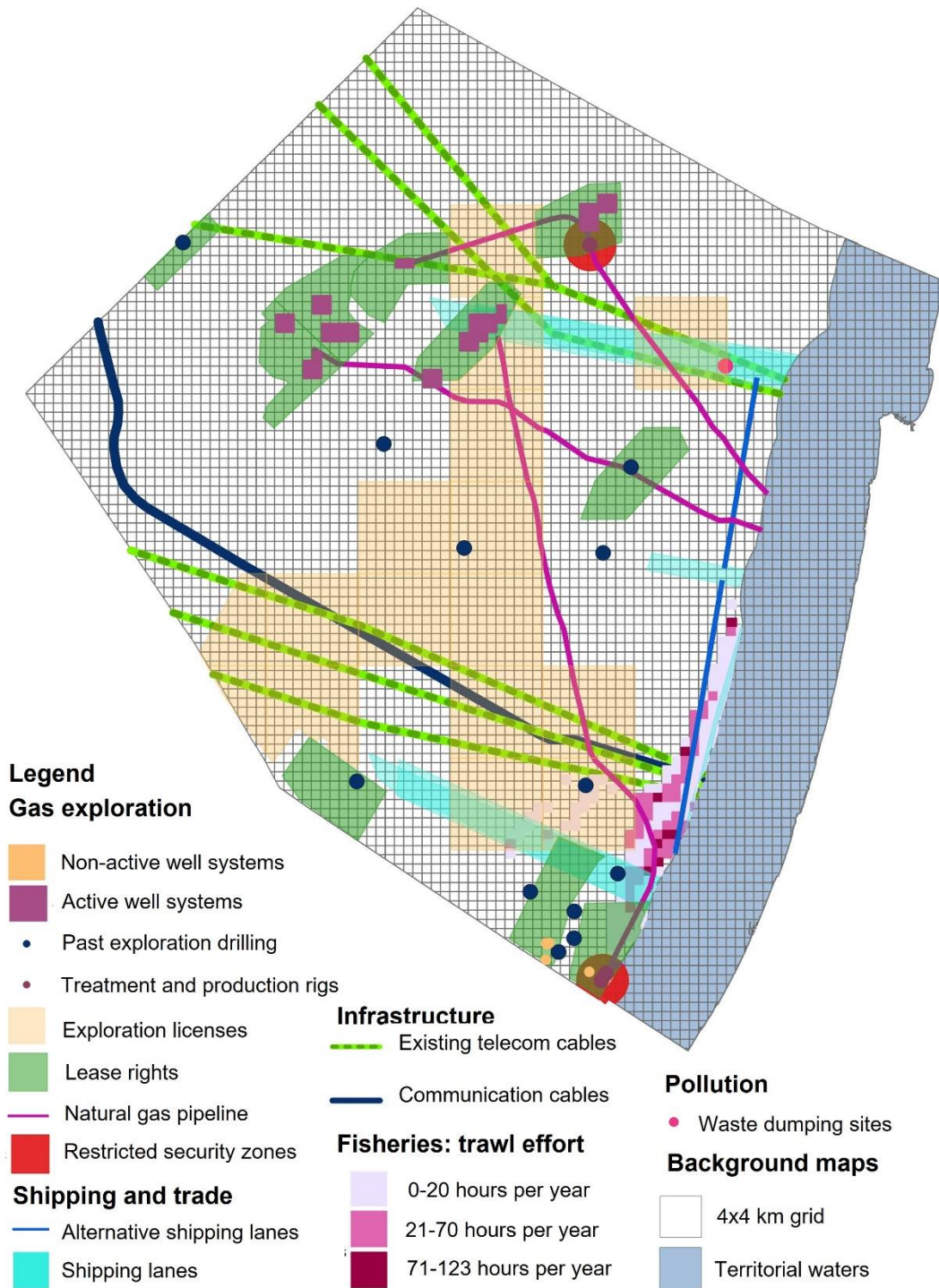


Figure 3. Planning region with economic activities occurring in the EEZ and considered in the Marxan analysis.

Table 3. Socioeconomic activities included in the spatial prioritization analysis.

Sector	Existing or past activity	Description	Economic impo	Competability with MPA	Cost
<b>Hydrocarbon Production</b>	Non-active well systems	Areas where gas was formerly extracted for commercial production and are no longer active	1	No	locked out
	Active well systems	Areas where gas is being extracted for commercial production. Located within areas of lease rights	6	No	locked out
	Past exploration drilling	Areas where exploration drilling were preformed but did not lead to commercial production	1	Yes	low cost
	Treatment and production rigs	Facilities to extract and process natural gas. Located within areas of lease rights	6	No	locked out
	Exploration licenses	Areas where license exist for conducting exploration gas drilling	5	Yes	medium cost
	Lease rights	Areas leased for commercial production of gas. Usually contain several active well systems and production rigs	6	Yes	high cost
	Natural gas pipeline	Pipeline that transport the extracted hydrocarbons to and from commercial facilities	6	Yes	high cost
<b>Shipping and Trade</b>	Shipping lanes	Official shipping lanes defined by the Israeli Planning Administration	6	Yes	high cost
	South-north lane - alternative shipping lane		6	Yes	high cost
	AIS Density Maps - all	Vessels density calculated from AIS data on all types of vessels in the region between 2017 and 2021	5	Yes	medium cost
<b>Security</b>	Restricted security zone	Restricted areas around strategically important facilities such as gas production rigs	6	No	locked out



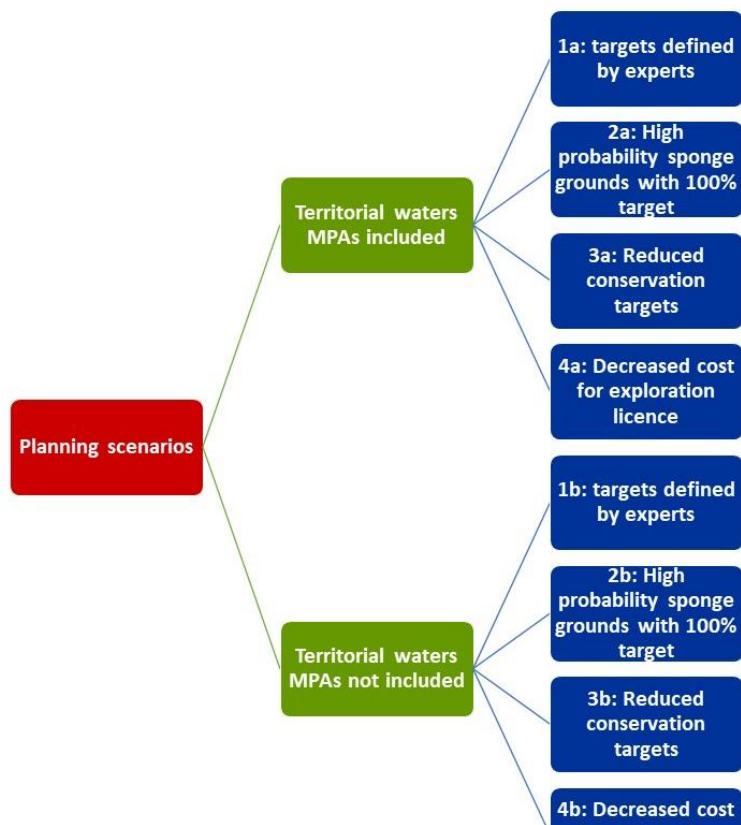
<b>Fishing</b>	Trawling Effort	Trawling effort calculated by processing AIS data. Effort was calculated following García-Barón et al. (2021) Other fishing methods such as longline fishing exist in the area but no spatial data was available and therefore only trawl fishing was included in the sector	1	No	low cost
<b>Telecommunications</b>	Existing Communication cables	Existing communication cables stretched from Israel to other countries	6	Yes	low cost
	Blue-Raman cable	Planned Hi-Tech communication cable from Israel to other countries. Expected establishment in the next few years	6	Yes	low cost
<b>Waste management</b>	Waste dumping site	Dumping sites, mainly of coastal constructions waste that is accumulated following dredging and digging	4	No	locked out

Locations with activities that are incompatible with marine conservation and that have high economic importance, such as sites with hydrocarbon active well systems, were excluded from selection ('locked out' in Marxan terminology). For all other areas, economic importance ranking and compatibility with MPAs were qualitatively categorized as low-medium-high. The locations encompassing activities of low economic cost were given a value of 10, those of medium economic cost a value of 100, and those of high economic cost a value of 1000. The total cost of a planning unit was estimated as the sum of the cost of the economic activities taking place within the planning unit. An order-of-magnitude difference was given among the different cost categories (low, medium, and high) to differentiate and highlight the areas of high cost and thus guide Marxan to avoid the selection of such areas. The planning units without economic activities were given a value of 1 because Marxan has the tendency to add planning units with zero cost (even if they do not contain conservation features) when the connectivity penalty increases (see section 3).

#### n. 4.5. Marxan scenarios and parameters

Different planning scenarios were developed (Figure 4) considering: whether MPAs in territorial waters are included or not in the analysis (resulting in scenarios a & b), different sets of conservation targets (Table 2), and the different cost of hydrocarbon exploration licences.

Scenario 2 (a & b, i.e. including territorial MPAs in the analysis or not) was chosen because experts'



opinions were divided regarding the protection of the unique habitat 'soft bottom sponge ground'. The reason is that the distribution models predicted relatively vast distribution (with low probability) and in some way it contradicted the concept of protecting 100% of unique habitats due to their very limited distribution and great sensitivity. Therefore, we proposed this scenario to be able to evaluate the sensitivity of the results to these specific targets to make more educated decision in the planning process. In Scenario 3, we examined the sensitivity of planning solutions when using a different set of targets, allowing for more flexibility in Marxan's solutions resulting in smaller area

Figure 4. Planning scenarios for the identification of priority areas for conservation in the Israeli EEZ.

requirement for meeting the conservation targets. In Scenario 4, we investigated the sensitivity of the planning solutions when using a different cost for the activity of gas exploration (from high cost to medium). In all scenarios, the Palmahim disturbance area was 'locked in' the planning solutions because it is designated for conservation in the Israeli MSP (planning administration, 2020) and proposed as the first EEZ marine reserve by the Israeli Minister of Environmental Protection. This area includes several rare and highly vulnerable benthic habitats such as deep sea coral gardens, brine pool, and cold methane seeps.

In all scenarios, the feature penalty factor (FPF which is a scaling factor that determines the relative importance of meeting the representation target for a feature; see section 3) was set to 100 for all features except for the representative pelagic habitats and two other features (the coral gardens and the rock and pockmarks both with low probability of occurrence) for which a value of 1 was enough to ensure the achievement of the representation target. However, **it is important to stress that no matter how high was the FPF value, the conservation targets for two features: *the cold seeps with high probability of occurrence and the benthic habitat 'southern slope'* were never met.** The reason is that the spatial distribution of these features overlapped with the distribution of activities that were incompatible with protection (treatment and production rigs, non-active well systems, and restricted security zones) and thus areas of overlap were excluded from selection and target (100%) achievement was impossible (see Figure 5).

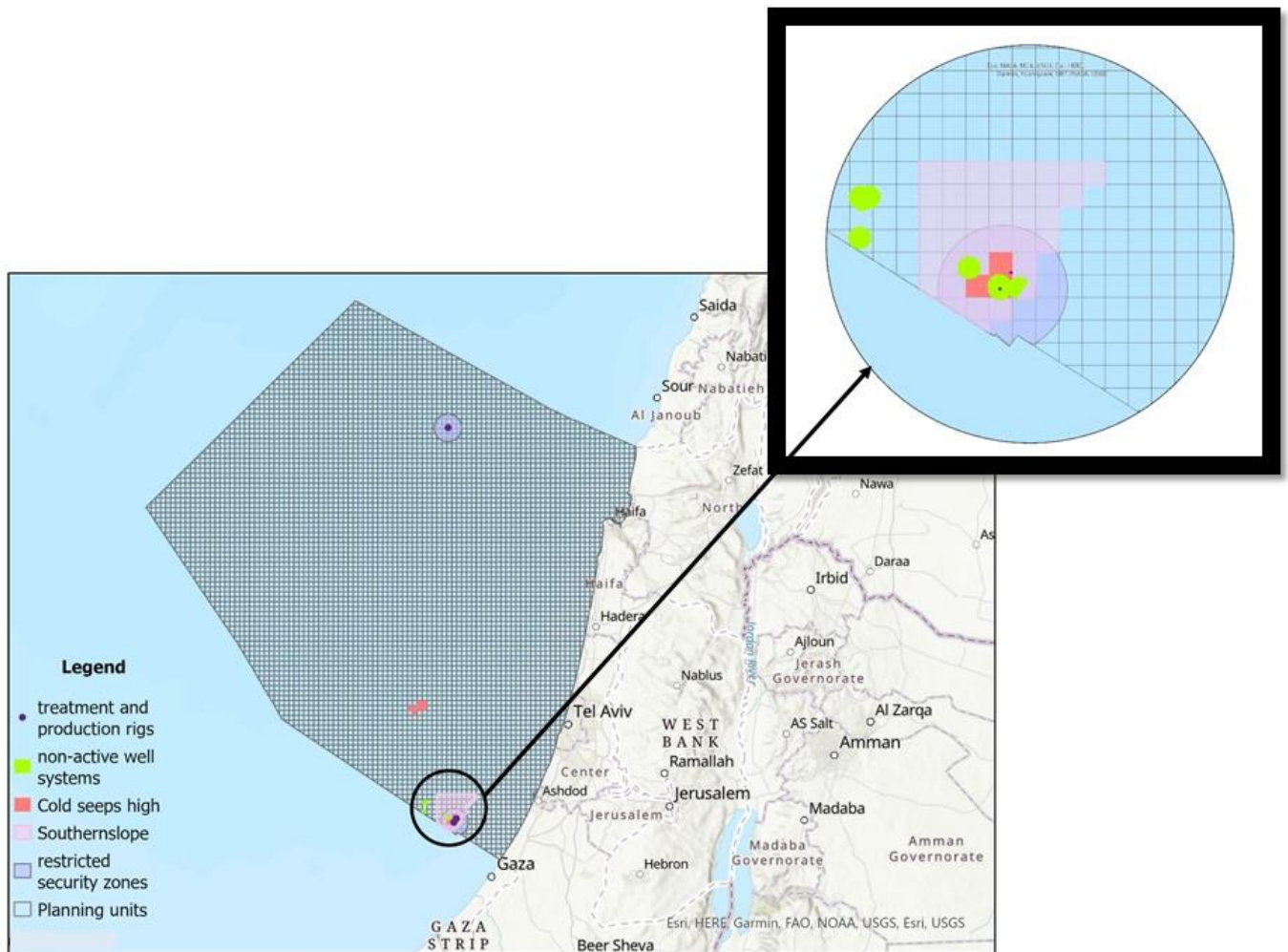


Figure 5. Overlap of human activities and conservation features for which conservation targets were never met (cold seeps with high probability of occurrence and the habitat 'southern slope').

To calibrate the Boundary Length Modifier (BLM, a parameter that controls the importance of minimizing the boundary cost or total boundary length of the reserve system; see section 3) and find a solution of acceptable compactness, we used the QMarxan plugin for QGIS. Through the parametrisation of the BLM we aimed to provide a measure of structural connectivity to the planning solutions. At present, data on functional connectivity regarding species in the Israeli EEZ are unavailable. After calibration (Figure 5), we found that beyond the value of 100, the cost of the reserve system increases disproportionately and that the best BLM values are within the range of 10 and 100. After consultation with SPNI, a BLM value of 30 was selected for all scenarios. Nevertheless, for the scenarios 3a and b for which an area of about 30% of the EEZ was selected for protection, additional scenarios were tested with a BLM value of 200 for generating more clumped solutions. Through the parametrisation of the BLM we aimed to provide a measure of structural connectivity to the planning solutions. At present, data on the functional connectivity regarding species in the Israeli EEZ are unavailable.

All scenarios were run 100 times (10 million iterations each run), from which the best solution was retained for comparison as well as the selection frequency across all solutions.

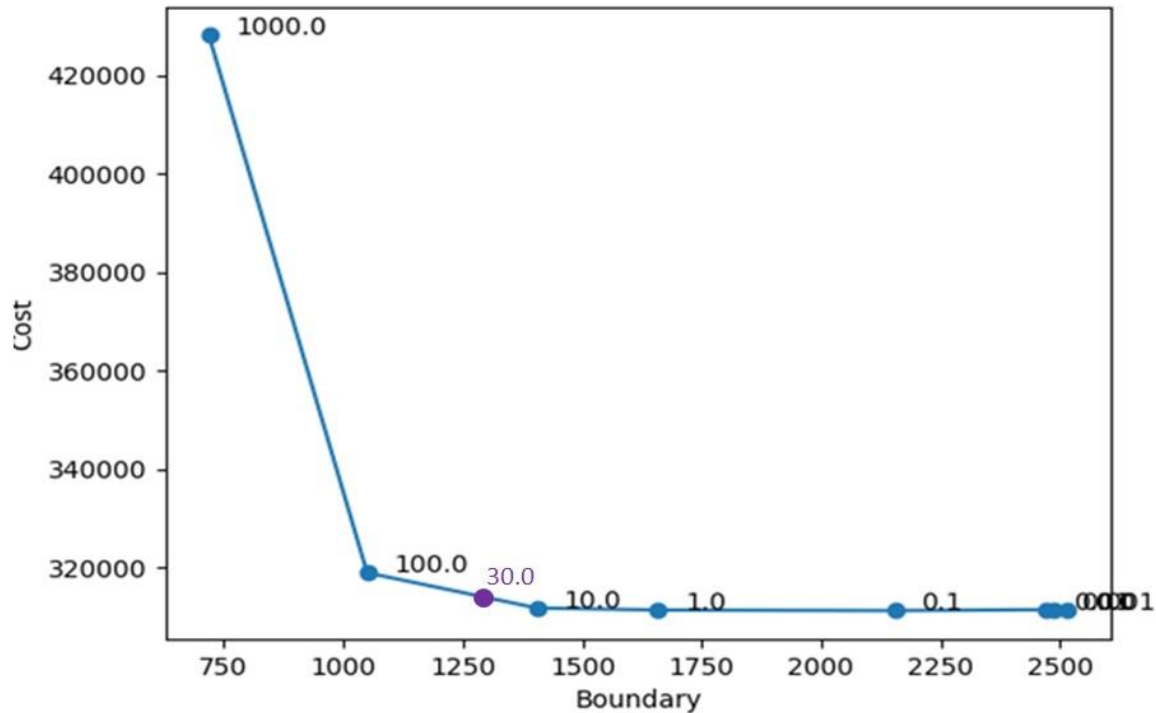


Figure 6. Boundary Length Modifier (BLM) calibration for finding clumped solutions that balance cost and boundary length in planning solutions.

## 6. Priority conservation areas in Israel’s EEZ in the Mediterranean Sea

In all Marxan scenarios, the planning solutions (reserve systems) identified ranged from 41% to 45% of the Israeli EEZ with the exception of scenarios 3a and b (with BLM values 30 and 200) which had lower targets and the identified priority areas corresponded to approx. 30% of the EEZ (Table 4). The cost was higher for scenarios 1 and 2 than for scenarios 3 and 4. In the case of scenarios 3 (a & b), this was because of the lower % area selected (as a result of setting lower targets) whereas in the scenarios 4 (a & b), the lower cost resulted from reducing the hydrocarbon exploration licence cost from medium to low.

Table 4. Area and percentage coverage of the Israeli EEZ, cost of the best solutions, and targets not met in planning scenarios.

Scenarios	Description	Area (km <sup>2</sup> )	% of EEZ	Cost (Marxan values)	Features for which targets were NOT met
1a	Targets defined by experts for all features and territorial MPAs locked in	8968	41.25	190979	cold seeps (with high probability of

					occurrence), and 'southern slope'
<b>1b</b>	Same as 1a but all planning units in territorial waters are locked out	8990	41.35	190343	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'
<b>2a</b>	Sponge grounds as one feature with probability of occurrence more than 0.3 and target 100% and territorial MPAs locked in	9997	45.79	195731	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'
<b>2b</b>	Same as 2a but all planning units in territorial waters are locked out	8974	41.10	195491	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'
<b>3a</b>	Targets reduced for some conservation features (see Table 2) and territorial MPAs locked in	6229	28.65	148838	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'
<b>3b</b>	Same as 3a but all planning units in territorial waters are locked out	6292	28.94	148619	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'
<b>4a</b>	Same as 1a but exploration licence cost is low instead of medium	6187	28.46	162120	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'
<b>4b</b>	Same as 4a but all planning units in territorial waters are locked out	6163	28.35	162585	cold seeps (with high probability of occurrence), and 'southern slope'

Below (Figures 7-11), the best solutions and selection frequency for each scenario are presented. It is important to bear in mind that the best solution (on the left of each panel) demonstrates the most efficient reserve system to achieve all the targets set with the exception of the two features mentioned above: the cold seeps with high probability of occurrence and the benthic habitat 'southern slope'. The figures with the selection frequency (on the right of each panel) show the number of times a planning unit was selected across Marxan runs and thus indicate the areas that have a higher irreplaceability for achieving the conservation targets.

Planning solutions across all scenarios included common areas: a large area in the centre of the planning region, an area in the southwest, another in the north, and the planning units adjacent to the territorial waters. However, planning units in the northeast of the region are selected only in "scenarios a" where the selection of territorial MPAs is forced into the planning solution (these areas are indicated with circles and arrows in Figures 7-11). The selection of these planning units enhances the coherence



of the designed reserve system with the current network of territorial MPAs and does not affect the cost of the planning solution nor the percentage of area required for protection (see Table 4).

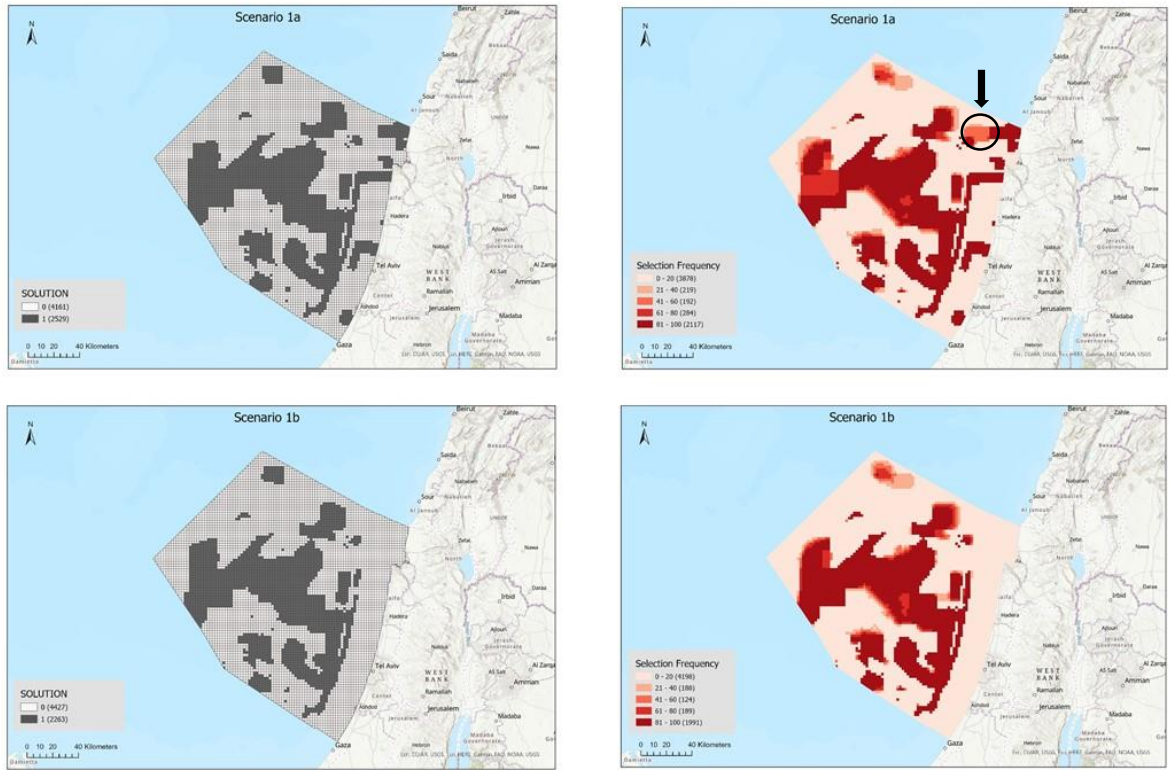


Figure 7. Best solution (on the left) and selection frequency (on the right) for scenarios 1. In scenario 1a, the territorial MPAs are selected by default. In the selection frequency figures, the darker red a planning unit is, the more times it was selected across Marxan solutions. Arrows point to planning units that were highly selected only in the scenario a.

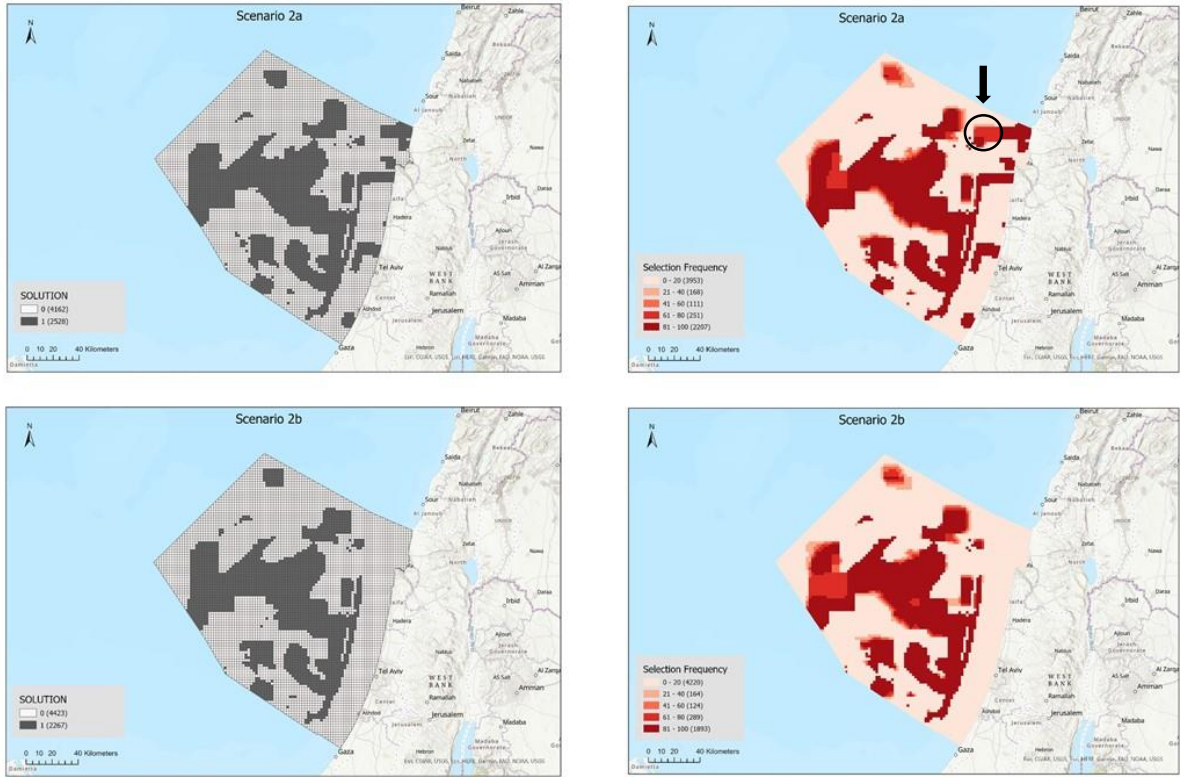


Figure 8. Best solution (on the left) and selection frequency (on the right) for scenarios 2. In scenario 2a, the territorial MPAs are selected by default. Arrows point to planning units that were highly selected only in the scenario a.

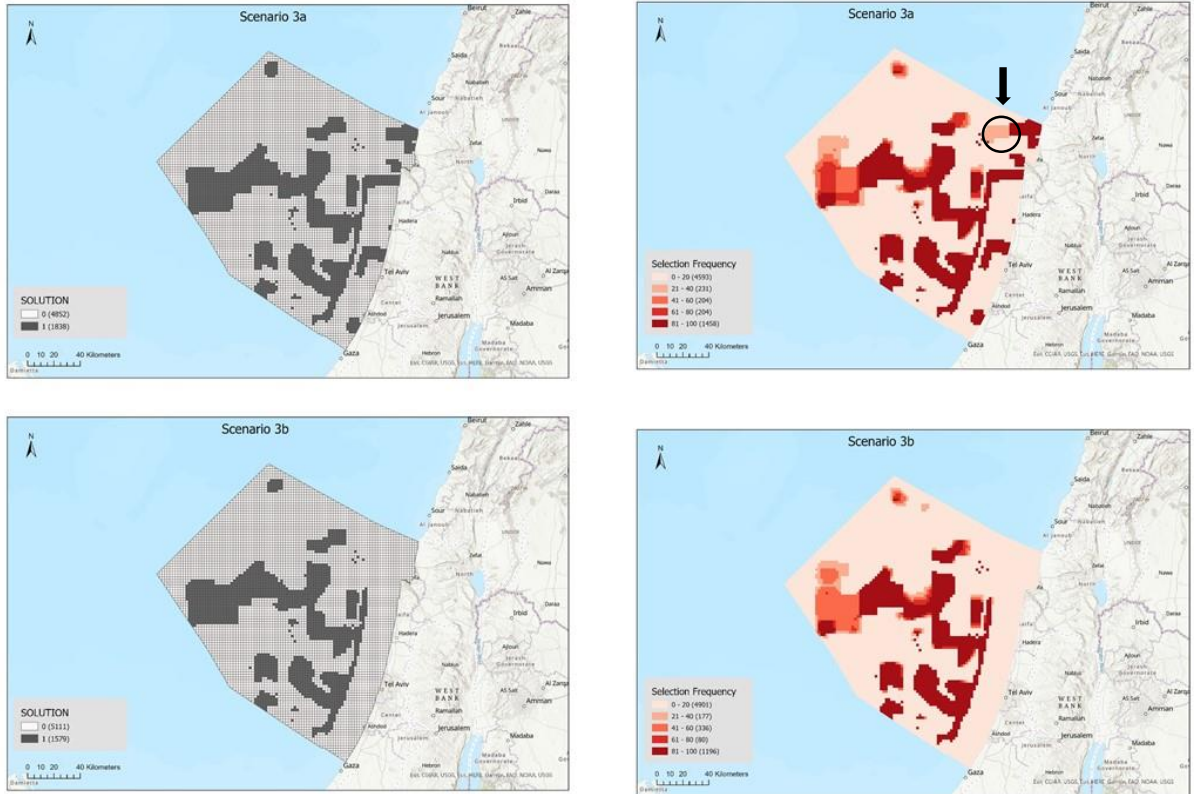


Figure 9. Best solution (on the left) and selection frequency (on the right) for scenarios 3. In scenario 3a, the territorial MPAs are selected by default. Arrows point to planning units that were highly selected only in the scenario a.

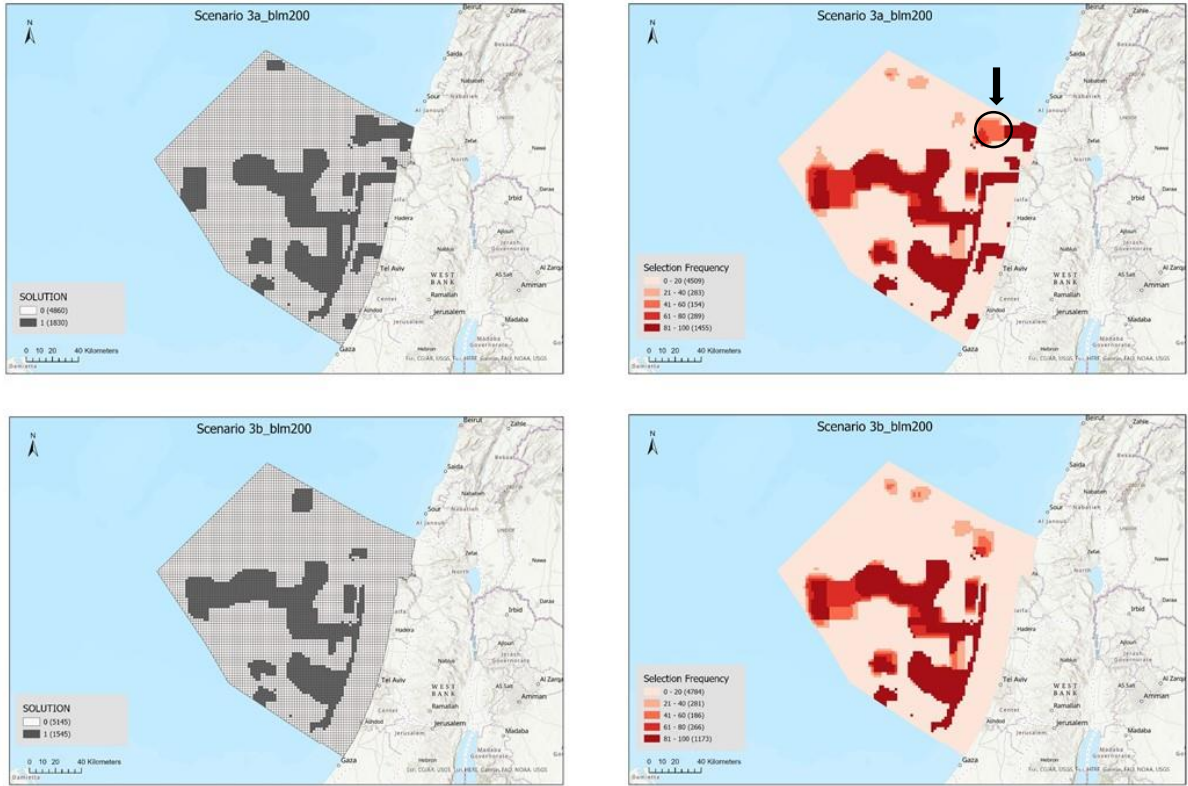


Figure 10. Best solution (on the left) and selection frequency (on the right) for scenarios 3 with BLM value of 200. In scenario 3a, the territorial MPAs are selected by default. Arrows point to planning units that were highly selected





only in the scenario a.

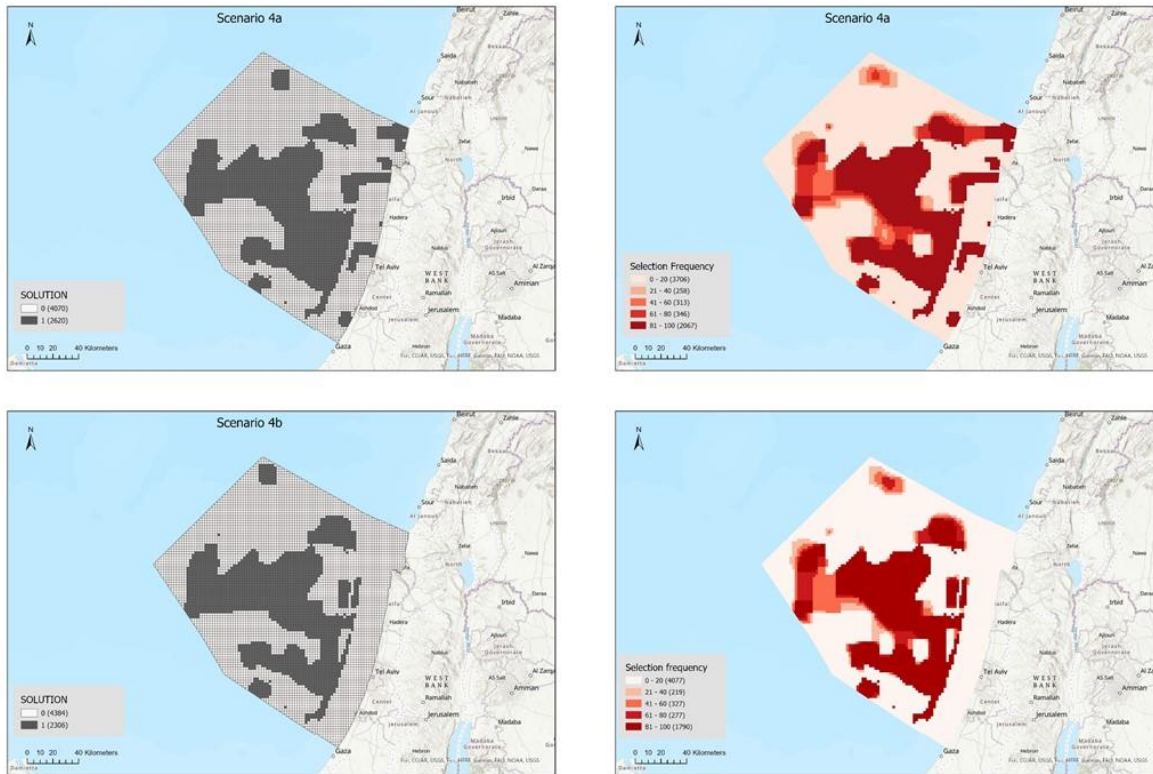


Figure 11. Best solution (on the left) and selection frequency (on the right) for scenarios 4. In scenario 4a, the territorial MPAs are selected by default.

In Figure 12, the overall selection frequency of planning units across all scenarios is presented. The darker red areas are the planning units with higher irreplaceability (selection frequency 81-100%) and correspond to 24% of the EEZ. These planning units contribute the most to the achievement of the conservation targets while overlap with high cost areas (i.e., areas with high cost activities) is avoided (Figure 13). These highly selected areas are the most crucial to include in the future network of MPAs in the EEZ for the protection of the habitats included in this study. The map in Figure 12 could serve as a basis for discussion with stakeholders for the definition of the exact location and delimitation of MPA boundaries. However, it is important to remind the reader that only the best solutions presented in Figures 7-11 (maps on the left side of the panels) ensure that the predefined conservation targets are met. Alternatively, and to ensure that the conservation targets that were set are met (with the exception of those set for the features: cold seeps and southern slope), Scenario 3 could be selected as a negotiation basis, since the priority areas identified cover approx. 30% of the EEZ.

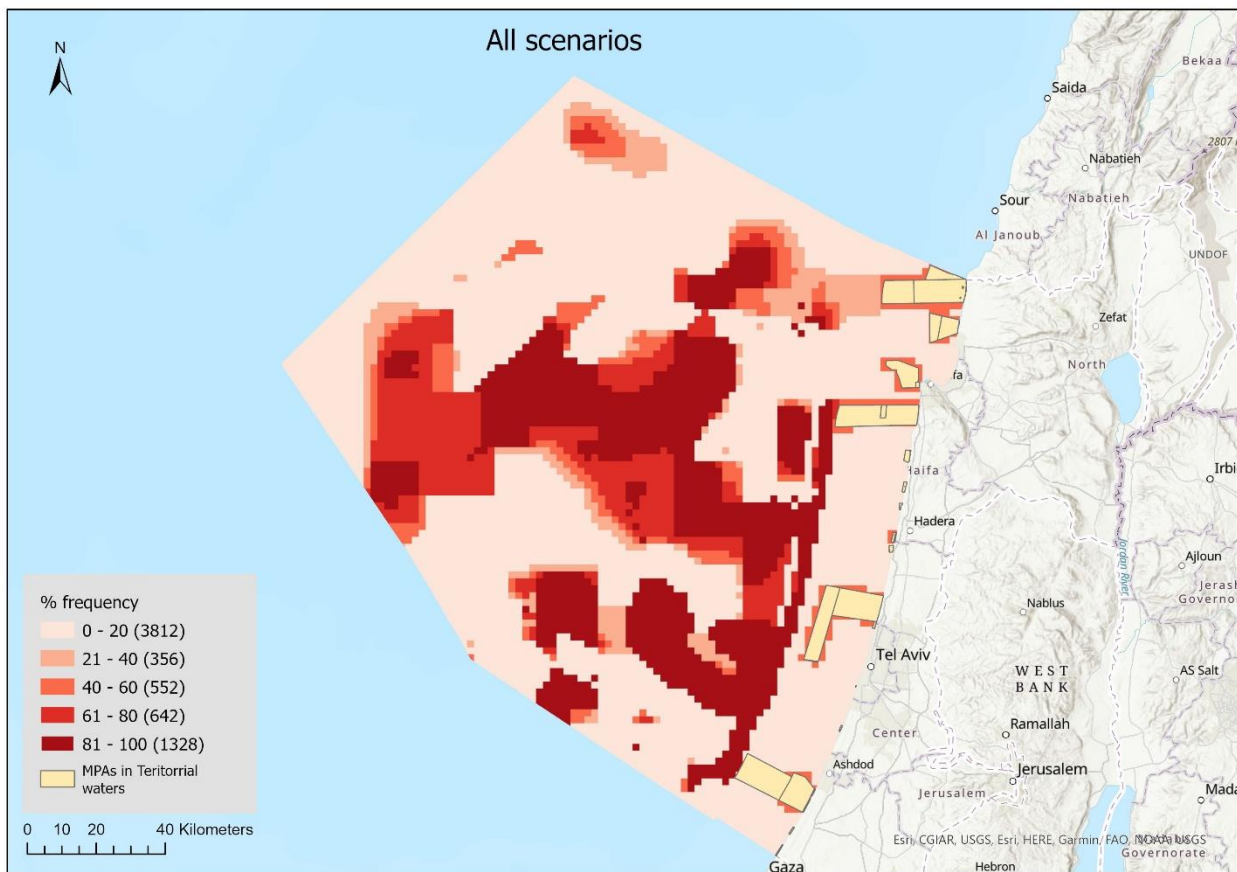


Figure 12. Selection frequency of planning units across all scenarios. Dark red areas were selected in 81-100% of the reserve systems designed with Marxan. The MPAs in the territorial waters are indicated with yellow polygons.



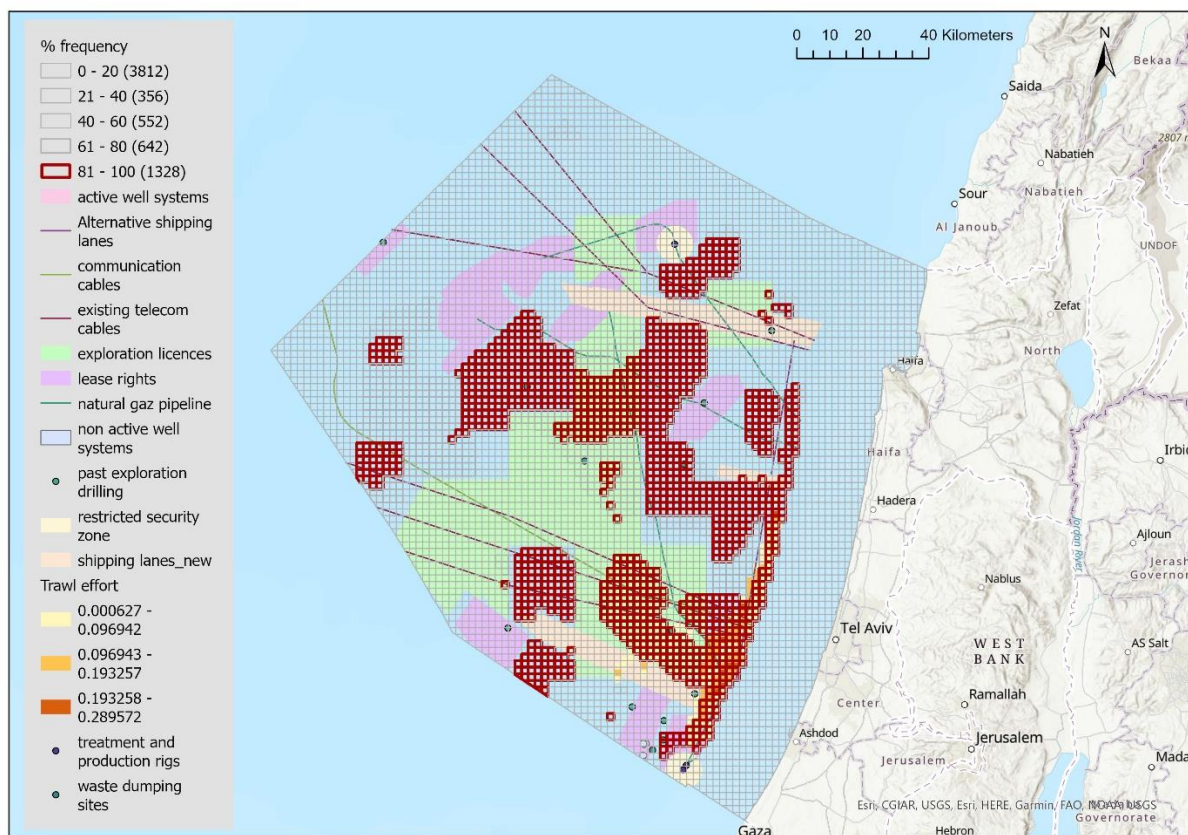


Figure 13. Planning units with high irreplaceability and the distribution of human activities in the background.

## 7. Conclusions

Knowledge gaps are a serious bottleneck for efficient conservation planning, especially when shifting from coastal to offshore EEZ-wide conservation. While deep-sea ecosystems represent the largest biome globally, deep-sea species richness is still largely unknown (Danovaro *et al.* 2010). Sampling deep-sea biota over large areas is time consuming and costly (Anderson *et al.* 2010). In the absence of biodiversity data, the use of geomorphological, physical, and chemical oceanographic features as surrogates for biological data has become common practice both in coastal and deep-sea ecosystems (Katsanevakis *et al.* 2015). In this broader study, Shabtay *et al.* (2022) were able to define 36 conservation features in the Israeli EEZ using field data, surrogates and modelling. Therefore, the lack of data should not be used as an excuse for inaction regarding ecosystem management, and best practices for marine spatial and conservation planning should be adopted.

We used the most popular worldwide conservation planning software, Marxan, for identifying priority areas for conservation in the Israeli EEZ in the Mediterranean Sea. Marxan has been used for the identification of MPA networks in the territorial waters of several Mediterranean countries (e.g., Giakoumi *et al.* 2011, 2012, Mazor *et al.* 2014) but rarely for planning MPAs in the EEZ and when this was the case, coarse habitat categories were used (e.g., Levin *et al.* 2015). Using 36 refined habitat categories, we developed different planning scenarios demonstrating key areas for biodiversity

conservation in the Israeli EEZ that cover between 28% and 45% of its extent depending on the conservation targets to be met. The reserve systems presented herein achieve the conservation targets for all but two conservation features because their distribution overlaps with areas where socioeconomic activities that are incompatible with marine biodiversity conservation occur. For these two features (cold seeps with high probability of occurrence and the benthic habitat 'southern slope'), setting a conservation target of 100% is unrealistic and management actions should be sought to minimize impacts on these habitats beyond the borders of MPAs. At the same time, stakeholders should pay attention to the fact that we cannot protect 100% of these habitats due to their partial distribution in highly impacted areas and should therefore be even more cautious in other areas where these habitats exist. A potential measure to secure the preservation of these habitats of limited extent within MPAs, could be the adoption of buffer zones of adequate size, based on scientific literature, beyond the borders of the MPAs.

Across all scenarios, 24% of the EEZ was consistently selected as a priority area for conservation. The map demonstrating these areas (Figure 12) could be used as a basis for discussion with stakeholders and decision makers. It is important to stress that ***Marxan operates as part of a planning process and is not designed to act as a stand-alone reserve design solution.*** Marxan should be used as part of a systematic conservation planning process and in collaboration with other forms of knowledge (e.g., local ecological knowledge which is developed through long-term interactions with the natural environment, generating a deep understanding of the surrounding ecology and/or the use of other scientific tools such as ecosystem modelling). These other forms of knowledge are essential to the refinement of Marxan inputs, the interpretation of Marxan outcomes and the refinement of final conservation area boundaries. Besides the development of a dynamic model that will give additional scientific evidence improving the design of the reserve system, ***an equitable and transparent stakeholder engagement process is necessary for the adoption of a final plan.*** As stated in the introduction: *"Marxan is meant to support decision-making and act as a starting point for planning discussions. Its results must be refined by decision-makers to consider the full range of political, socio-economic and practical factors affecting planning implementation."*

## 8. References

Amir and Karniel. 2022. Current state of socioeconomic activities in the Israeli exclusive economic zone. Report submitted to the Israeli EEZ MPAS masterplan project working committee. October 2022.

Anderson TJ, Nichol SL, Syms C, Przeslawski R, Harris PT 2011. Deep-sea biophysical variables as surrogates for biological assemblages, an example from the Lord Howe Rise. Deep Sea Res Part II;58: 979–91.

Ball, I.R., H.P. Possingham, and M. Watts. 2009. Marxan and relatives: Software for spatial conservation prioritisation. Chapter 14: Pages 185-195 in Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods

and computational tools. Eds Moilanen, A., K.A. Wilson, and H.P. Possingham. Oxford University Press, Oxford, UK.

Danovaro R, Compary JB, Corinaldesi C, D'Onghia G, et al. 2010. Deep-sea biodiversity in the Mediterranean Sea: the known, the unknown and the unknowable. *PLoS One*;5(8): e11832.

García-Barón, I., Giakoumi, S., Santos, M.B., Granado, I. and Louzao, M., 2021. The value of time-series data for conservation planning. *Journal of Applied Ecology*, 58(3), pp.608-619.

Giakoumi S, Grantham HS, Kokkoris GD, Possingham HP 2011. Designing a network of marine reserves in the Mediterranean Sea with limited socio-economic data. *Biological Conservation* 144:753-63.

Giakoumi S, Katsanevakis S, Vassilopoulou V, Panayotidis P, Kavadas S, Issaris Y, Kokkali A, Frantzis A, Panou A, Mavromati G 2012. Could European marine conservation policy benefit from systematic conservation planning? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22: 762-775.

Guy-Haim, T., Stern, N. and Sisma-Ventura, G., 2022. Trophic ecology of deep-sea megafauna in the ultra-oligotrophic Southeastern Mediterranean Sea.

Israeli Planning Administration. 2020. Maritime Policy for Israel's Mediterranean Waters. Israeli Planning Administration. May 2020.

Katsanevakis S, Levin N, Coll M, Giakoumi S, et al. 2015. Marine conservation challenges in an era of economic crisis and geopolitical instability: the case of the Mediterranean Sea, *Mar. Policy* 51: 31–39.

Kukkala, A S, & Moilanen, A (2013). Core concepts of spatial prioritisation in systematic conservation planning. *Biological Reviews*, 88(2), 443–464.

Levin, N., Mazor, T., Brokovich, E., Jablon, P. E., & Kark, S. (2015). Sensitivity analysis of conservation targets in systematic conservation planning. *Ecological applications*, 25(7), 1997-2010.

Margules, C R, & Pressey, R L (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243–253.

Mazor, T, Possingham, H P, Edelist, D, Brokovich, E, Kark, S 2014. The crowded sea: incorporating multiple marine activities in conservation plans can significantly alter spatial priorities. *PLoS ONE* 9 (8)e104489.

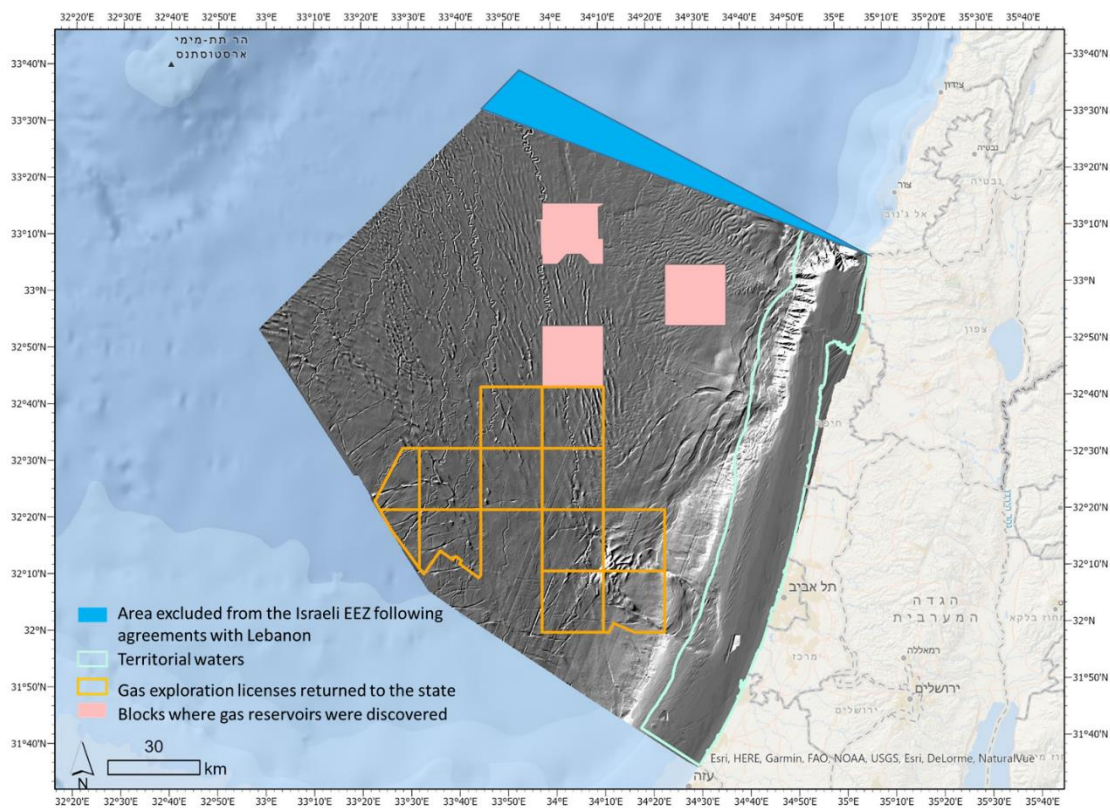
Pressey, R L, & Bottrill, M C (2009). Approaches to landscape- and seascape-scale conservation planning: convergence, contrasts and challenges. *Oryx*, 43(4): 464.

Shabtay, A, Goren, L, Slavenko, A, Idan, T, Neuman, A, Bialik, O, Makovsky, Y (2022). Environmental data collection and analyses to support conservation planning in the Israeli EEZ. Report submitted to the Israeli EEZ MPAS masterplan project scientific committee. July 2022.

**Appendix 1.** Post-analysis updates of international EEZ border change and gas explorations spatial distribution.

Several months after reporting Marxan analysis results for the Israeli EEZ, several spatial changes have occurred (Figure A1). Political negotiations between Israel and Lebanon reached an agreement on the maritime border between the two countries. The official new border differs from the border that was accounted for in the analysis reported. In addition, over 4,000 km<sup>2</sup> of gas exploration licenses were returned to the state without being explored. Finally, gas reservoirs were discovered in other 1164 km<sup>2</sup> of gas exploration blocks.

The overall area of these spatial alternations encompass about a third of the EEZ area and therefore additional examination of the impacts of these changes is required.



**Figure 1.** Spatial alternations in the Israeli EEZ occurred after initial use in Marxan

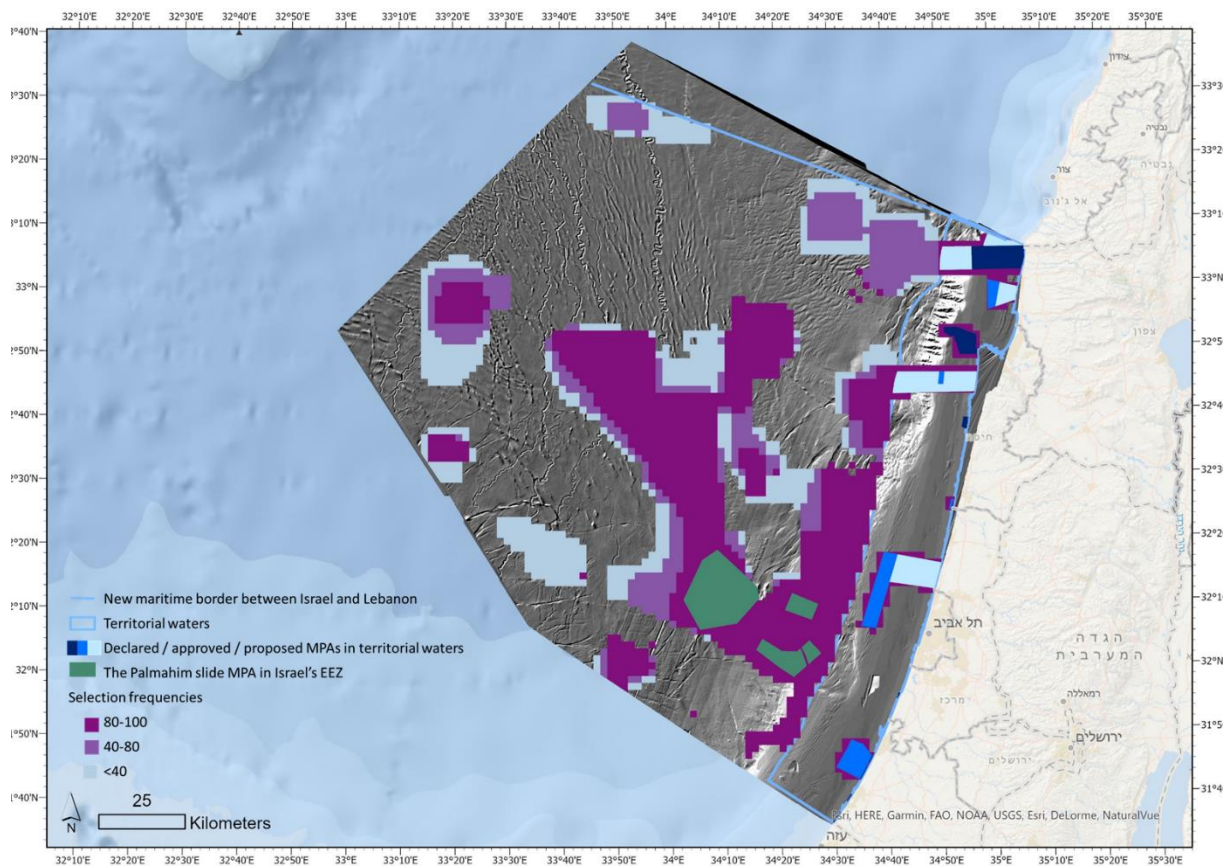
To address this requirement, we used scenario 3a as a basis for examining the impact of the spatial alternations. This scenario (hereafter = scenario 5) accounts for the lowest possible conservation



targets, and therefore, it may highlight the impact of changes in socioeconomic activities. The following parameters for this scenario were changed:

1. Planning units in the area that was excluded from the Israeli EEZ following the agreement with Lebanon were locked-out of the analysis.
2. The cost of planning units in the areas where gas exploration licenses were returned to the state was reduced from medium cost to low cost.
3. The cost of planning units in the blocks where gas reservoirs were discovered (blocks 12,23,31) was increased from medium cost to high cost, as it is expected to change from exploration license to lease production rights.
4. Conservation target for Soft bottom sponge ground (prob. <0.3) was set to zero as in scenario 2a.

Selection frequencies of planning units in scenario 5 are presented in Figure 2.



**Figure 2.** Selection frequency in scenario 5.

We recommend planners to account for the results of this scenario among all previous Marxan outputs in the planning process and the finalization of the MPA masterplan draft.





**נספח 9**  
**משתתפי המיזם**

משתתפים במיזם בצוותי העבודה ובוועדות השונות

א. חברי הצוותים המקצועיים

צוותים	חברים (ראש הצוות בכתב מודגש)	שיוך מוסדי
צוות סביבה	<ul style="list-style-type: none"> <li>ד"ר יצחק מקובסקי</li> <li>עדי נוימן</li> <li>ד"ר אור ביאליק</li> <li>ד"ר לירון גורן</li> <li>ד"ר טל אידן</li> <li>ד"ר אלכס סלבנקו</li> <li>ד"ר עתרת שבתאי</li> <li>שירה סלינגרה</li> <li>יחזקאל בובה</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>אוניברסיטת חיפה/ המרכז הישראלי לחקר הים התיכון</li> <li>אוניברסיטת חיפה</li> <li>אוניברסיטת חיפה/ אוניברסיטת מלטה</li> <li>אוניברסיטת תל אביב/ מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהארדט</li> <li>אוניברסיטת תל אביב/ מכון ויצמן למדע</li> <li>האוניברסיטה הלאומית האוסטרלית</li> <li>החברה להגנת הטבע</li> <li>ללא שיוך</li> <li>אוניברסיטת תל אביב</li> </ul>
צוות אקולוגיה פלאגית	<ul style="list-style-type: none"> <li>ד"ר תמר גיא-חיים</li> <li>ד"ר ברק חרות</li> <li>ד"ר ניר שטרן</li> <li>ד"ר איזק גרטמן</li> <li>מירב גלבוש</li> <li>ד"ר גיא סיסמה-ונטורה</li> <li>ד"ר איל רהב</li> <li>ד"ר מקסים רובין-בלום</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>חקר ימים ואגמים לישראל</li> </ul>
צוות מרקסן	<ul style="list-style-type: none"> <li>ד"ר סילוויין גיאקומי</li> <li>ד"ר אמנה בן-למין</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Zoological Station "Anton Dohrn" Sicily Marine Centre, Lungomare Cristoforo Colombo, Palermo, Italy</li> <li>UCA UMR ECOSEAS, Université Côte d'Azur, France</li> </ul>
צוות מודל EWE	<ul style="list-style-type: none"> <li>ד"ר גדעון גל</li> <li>ד"ר איל אופיר</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>חקר ימים ואגמים לישראל, המעבדה לחקר הכנרת</li> </ul>
צוות מודל קישוריות	<ul style="list-style-type: none"> <li>ד"ר יגאל ברנשטיין</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>אוניברסיטת חיפה</li> </ul>
צוות תכנון	<ul style="list-style-type: none"> <li>דני עמיר</li> <li>אדר' צאלה קרניאל</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ</li> </ul>

ב. יועצים מדעיים מלווים

- פרופ' יוני בלמקר, אוניברסיטת תל אביב
- פרופ' אריק קורדס, אוניברסיטת טמפל, פילדלפיה, ארצות הברית

ג. משתתפים בדיוני הוועדה המדעית

	חברים	שיוך מוסדי
1	ד"ר אביעד שיינין	אוניברסיטת חיפה/ דלפיס

2	ד"ר אור ביאליק	אוניברסיטת חיפה/אוניברסיטת מלטה
3	ד"ר אורית חיימס	המכון הגיאולוגי לישראל
4	ד"ר אורית ניר	מנהל התכנון
5	ד"ר איזק גרטמן	חקר ימים ואגמים לישראל
6	ד"ר איל אופיר	המעבדה לחקר הכנרת, חקר ימים ואגמים לישראל
7	ד"ר איל רהב	חקר ימים ואגמים לישראל
8	אילן ניסים	משרד האנרגיה
9	פרופ' אילנה ברמן-פרנק	אוניברסיטת חיפה
10	אלון רוטשילד	החברה להגנת הטבע
11	ד"ר אלכס סלבנקו	האוניברסיטה הלאומית האוסטרלית, מלבורן
12	ד"ר אסף צוער	רשות הטבע והגנים
13	פרופ' אריק קורדס	אוניברסיטת טמפל, פילדלפיה
14	ד"ר ברק חרות	חקר ימים ואגמים לישראל
15	ד"ר גדעון גל	המעבדה לחקר הכנרת, חקר ימים ואגמים לישראל
16	ד"ר גיל רילוב	חקר ימים ואגמים לישראל
17	פרופ' דן צ'רנוב	אוניברסיטת חיפה
18	דני עמיר	דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ
19	ד"ר דרור צוראל	המשרד להגנת הסביבה
20	ד"ר הדס לובינסקי	חקר ימים ואגמים לישראל
21	פרופ' חזי גילדור	האוניברסיטה העברית
22	ד"ר טל אידן	אוניברסיטת תל אביב/ מכון ויצמן למדע
23	ד"ר יגאל ברנשטיין	אוניברסיטת חיפה
24	פרופ' יוני בלמקר	אוניברסיטת תל אביב
25	ד"ר יניב לוי	רשות הטבע והגנים
26	ד"ר יצחק מקובסקי	אוניברסיטת חיפה/מרסי
27	ד"ר לירון גורן	אוניברסיטת תל אביב/ מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהארדט
28	ד"ר מיה אלסר	אוניברסיטת חיפה/ דלפיס
29	פרופ' מיכה אילן	אוניברסיטת תל אביב
30	פרופ' מנחם גורן	אוניברסיטת תל אביב
31	ד"ר ניר שטרן	חקר ימים ואגמים לישראל
32	ד"ר סיגל שפר	אוניברסיטת תל אביב
33	ד"ר ענת שבתאי	החברה להגנת הטבע
34	ד"ר ערן ברקוביץ'	משרד האנרגיה
35	אדרי' צאלה קרניאל	דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ
36	ד"ר רותי יהל	רשות הטבע והגנים
37	ד"ר תמר גיא-חיים	חקר ימים ואגמים לישראל

#### ד. משתתפים בדיוני וועדת ההיגוי

חברים	שיוך מוסדי	
1	ד"ר עמית סויה	משרד החקלאות
2	ד"ר אביעד שיינין	אוניברסיטת חיפה/ דלפיס
3	ד"ר אור ביאליק	אוניברסיטת חיפה/ אוניברסיטת מלטה
4	ד"ר אורי פריד	רשות הטבע והגנים
5	אוריאל מאיר	משרד האנרגיה

מנהל התכנון	ד"ר אורית ניר	6
המכון הגיאולוגי לישראל	ד"ר אורית חיימס	7
רשות הספנות והנמלים	אורן רבה	8
חקר ימים ואגמים לישראל, המעבדה לחקר הכנרת	ד"ר איל אופיר	9
חקר ימים ואגמים לישראל	ד"ר איל רהב	10
משרד האנרגיה	אילן ניסים	11
אוניברסיטת חיפה	פרופ' אילנה ברמן-פרנק	12
החברה להגנת הטבע	עו"ד איריס האן	13
משרד הביטחון	אלון ישעיהו	14
חקר ימים ואגמים לישראל	אלון זסק	15
החברה להגנת הטבע	אלון רוטשילד	16
המשרד להגנת הסביבה	ד"ר אנה טרכטנברוט	17
אקוואשן	ד"ר אסף אריאל	18
החברה להגנת הטבע	אסף זנזורי	19
החברה להגנת הטבע	עו"ד אסף רוזנבלום	
אקוואשן	אריק רוזנבלום	20
חקר ימים ואגמים לישראל	ד"ר ברק חרות	21
חקר ימים ואגמים לישראל	ד"ר ג'ק סילברמן	22
חקר ימים ואגמים לישראל, המעבדה לחקר הכנרת	ד"ר גדעון גל	23
חקר ימים ואגמים לישראל	ד"ר גיל רילוב	24
משרד החקלאות	ד"ר דור אדליסט	25
משרד האנרגיה	דורית הוכנר	26
החברה להגנת הטבע	דן אלון	27
דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ	דני עמיר	28
משרד הביטחון	דנית מולי	29
המשרד להגנת הסביבה	ד"ר דרור צוראל	30
חקר ימים ואגמים לישראל	ד"ר הדס לובינבסקי	31
משרד הביטחון	חמוטל עבודי	32
יד הנדיב	חנוך אילסר	33
אוניברסיטת תל אביב/ מכון ויצמן למדע	ד"ר טל אידן	34
אוניברסיטת חיפה	ד"ר יגאל ברנשטיין	35
רשות הטבע והגנים	יגאל בן-ארי	36
המשרד להגנת הסביבה	יהודית מוסרי	37
רשות הטבע והגנים	ד"ר יהושע שקדי	38
גיאופרוספקט	יואב צלניקר	39
אוניברסיטת תל אביב	פרופ' יוני בלמקר	40
אדם טבע ודין	יעל דורי	41
אוניברסיטת חיפה	ד"ר יצחק מקובסקי	42
אוניברסיטת תל אביב/ מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהארדט	ד"ר לירון גורן	43
אוניברסיטת חיפה/ דלפיס	ד"ר מיה אלסר	44
אוניברסיטת תל אביב	פרופ' מיכה אילן	45
משרד החקלאות	ד"ר מירון צולמן	46
אוניברסיטת תל אביב	פרופ' מנחם גורן	47
חקר ימים ואגמים לישראל	ד"ר מקסים רובין-בלום	48
משרד האנרגיה	מרב דפני	49
המשרד להגנת הסביבה	פרופ' נגה קורנפלד-שור	50

51	ניר אנגרט	רשות הטבע והגנים
52	ניר פרוימן	משרד החקלאות
53	ד"ר ניר שטרן	חקר ימים ואגמים לישראל
54	נעם מוזס	משרד החקלאות
55	ד"ר סיימון נמצוב	רשות הטבע והגנים
56	ענת אריאלי	מנהל התכנון
57	ד"ר ערן ברקוביץ'	משרד האנרגיה
58	ד"ר עתרת שבתאי	החברה להגנת הטבע
59	פרד ארזאן	המשרד להגנת הסביבה
60	אדר' צאלה קרניאל	דני עמיר תכנון סביבתי בע"מ
61	קובי שרביט	רשות העתיקות
62	ד"ר הותי יהל	רשות הטבע והגנים
63	ד"ר רח תמיר	המשרד להגנת הסביבה
64	רם אלמוג	המשרד להגנת הסביבה
65	רני עמיר	המשרד להגנת הסביבה
66	ד"ר תמר גיא-חיים	חקר ימים ואגמים לישראל
67	ד"ר תמרה לב	החברה להגנת הטבע

#### ה. פגישות פרטניות עם הגופים החברים בוועדת ההיגוי

- פגישות פרטניות עם חברי ועדת ההיגוי נערכו בחודשים אוקטובר-נובמבר 2021 לפני הכינוס הראשון של הוועדה. במהלך פגישות אלו, הוצגו מטרות המיזם ומבנה התהליך בפני חברי הוועדה, וצוות המיזם הזמין את המשרד/רשות/מוסד/ארגון להשתתף בהיגוי הפרויקט.
- במהלך החודשים פברואר-מרץ 2022, נערכו פגישות פרטניות עם נציגי משרדי הממשלה והרשויות בישראל וכן עם נציגים של רשות התכנון בקפריסין במטרה לאסוף מידע מרחבי על פעילותם בשטח המים הכלכליים ולכלול מידע זה בתעודת המרחבי לשימור.
- לאורך כל שלב אפיון היחידות האקולוגיות ובתי הגידול שהתקיים בין אוקטובר 2021-אוקטובר 2022, התקיימו פגישות פרטניות רבות עם חוקרים ואנשי מקצוע מחקר ימים ואגמים לישראל, המכון הגיאולוגי, רשות הטבע והגנים, אוניברסיטת תל אביב ואוניברסיטת חיפה. במהלך הפגישות נערכו דיונים בנוגע למידע הסביבתי ושיטות הניתוח שלו במטרה לטייב את העבודה המדעית עד כמה שניתן.
- בסך הכל, במשך 18 חודשים התקיימו כ-50 פגישות פרטניות עם נציגים בוועדת ההיגוי

#### ו. גופים שהוזמנו אך לא השתתפו בוועדת ההיגוי ו/או בוועדה המדעית:

- משרד המשפטים
- משרד החוץ
- פורום רשויות החוף
- עמותת כרישים בישראל