

מחנה אקולוגי במפרץ אילת

Marine Ecological Camp



דו"ח מסכם למועדים:

סתיו 2015, סתיו 2016, סתיו 2017, סתיו 2018, אביב 2020, סתיו 2020, אביב 2021

עיבוד נתונים ועריכה:

טל גבריאלי, אוניברסיטת תל אביב

לירז לוי, המכון הבינאוניברסיטאי למדעי הים באילת

פרופ' יונתן בלמקר, אוניברסיטת תל אביב

ד"ר אסף זבולוני, רשות הטבע והגנים

--- אפריל 2023 ---

דברי פתיחה

אחת המסקנות החשובות ממשבר כלובי הדגים ששהו במפרץ אילת עד לקיץ 2008 היתה שחשוב לנטר את המערכות האקולוגיות במפרץ באופן קבוע. ואכן, ב־2004 נוסדה תכנית לאומית לניטור מפרץ אילת, הממומנת על ידי המשרד להגנת הסביבה. תכנית הניטור מודדת באופן שיטתי מגוון רב של פרמטרים אוקיינוגרפיים ואקולוגיים בצפון המפרץ והיא מתמקדת באתרים שנתונים לגורמי השפעה אזוריים ופחות לגורמים מקומיים. תוצאותיה מפורסמות מדי שנה בדו"ח המוגש למשרד להגנת הסביבה ואין לחסוך במילים על איכותה וחשיבותה של תכנית ניטור זו!

בשנים האחרונות הבחנו בכך שיש נושאים ואזורים במפרץ שלרשות הטבע והגנים (רט"ג) יש בהם עניין רב, אך הידע עליהם מצומצם. ד"ר אסף זבולוני, אקולוג מפרץ אילת של רט"ג, ייסד מערכת ניטור במפרץ שהחלה לפעול בשנת 2015 – "המחנה האקולוגי במפרץ אילת". ניטור זה מתקיים, באופן עקרוני, פעם בשנתיים והמיקוד האחד של המחנות האקולוגיים הוא על הכרת החלק הדרומי של השמורות הימיות באילת, בחלק שבין הגבול המצרי לבין השמורה קולטת הקהל בתשלום. החשיבות של הכרת שטח זה היא כפולה: הכרה של החלק מהשמורות הימיות שנחקר ונסקר פחות, ובחינה של השפעות ציבור המבקרים באזור שרמת הפיקוח בו נמוכה יחסית לשמורה קולטת הקהל בתשלום. המיקוד השני של המחנות האקולוגיים הוא על חברות הדגים במפרץ, נושא שתכנית הניטור הלאומית מטפלת בו, אך בעצימות יחסית נמוכה. פרט לכך שהדגים הם יצורים נפוצים בכל מערכת ימית, במפרץ אילת יש להם חשיבות רבה ככאלה שמווסתים פריחות של אצות, שלהם השפעה מערכתית גדולה, במיוחד על שוניות אלמוגים.

המחנות האקולוגיים של רט"ג מוסיפים נדבך חשוב להכרת המפרץ והם לא היו יוצאים לפועל ללא תרומתם של עשרות חוקרים וסטודנטים לתארים מתקדמים מהאוניברסיטאות השונות בארץ ועובדי רט"ג. תודה מיוחדת לפרופ' יונתן בלמקר ופרופ' רועי הולצמן ולחברי מעבדתם, וכן לד"ר יונתן שקד ואנשי תכנית הניטור הלאומית על עזרתם החשובה בתכנון המחנות האקולוגיים וביצועם. היוזם, המתכנן והרוח החיה במחנות אלה הוא ד"ר אסף זבולוני, אקולוג מפרץ אילת. לכולם תודה.

ד"ר יהושע שקדי, מדען ראשי, רט"ג

תקציר

שוניות האלמוגים במפרץ אילת הן מהשוניות העשירות והמגוונות בעולם ומהוות משאב טבע חשוב וייחודי בקנה מידה לאומי ובינלאומי. ברחבי העולם, שוניות אלמוגים נמצאות בסכנה בשל גורמים רבים, כגון שינויי אקלים, זיהום מי הים, פגיעה פיזית ודיג יתר. שוניות האלמוגים שבמפרץ אילת ייחודיות בשל העמידות הגבוהה של האלמוגים אשר מאכלסים אותן להתחממות מי הים ועל כן הן עשויות להוות מפלט עולמי לשוניות אלמוגים בעידן של שינויים אקלימיים. חוסן של שוניות האלמוגים במפרץ אילת תלוי מאוד בגורמי עקה מקומיים ולכן גם במאמצי השימור המקומיים, וניטור השוניות לאורך שנים מהווה כלי חשוב להבנת מגמות ושינויים במערכת השונית של המפרץ וניהול שמירת טבע מבוססת מדע. על אף קיומה של תכנית הניטור הלאומית אשר סוקרת באופן שיטתי את בתי הגידול השונים ומנטרת מגוון מדדים אוקיינוגרפיים ואקולוגיים, חלק ניכר מהשמורות הימיות בחוף הדרומי של אילת אינו מנוטר ולא ידוע עד כמה הפעילות התיירותית האינטנסיבית בחוף הדרומי מזיקה לשוניות האלמוגים.

מטרתו של המחנה האקולוגי הימי באילת אשר נוסד בשנת 2015 הינה להשלים פערי ידע בכל הנוגע להשפעות של גורמי הפרעה, בעיקר מקומיים, על שוניות האלמוגים, לרבות על מבנה חברות הדגים בשוניות. כמו כן, סקר זה מאפשר בחינה של אירועי קיצון על אזורי שונית רדודים כגון הסערה החזקה שפקדה את מפרץ אילת במרץ 2020. במהלך סקרי המחנה האקולוגי נוטרו חברות הדגים והאלמוגים ביחידות דיגום טבעיות – בלטי שונית. כ־80 בלטי שונית אשר פזורים בארבעה אתרים לאורך החופים הדרומיים של אילת נוטרו באופן שיטתי. בכל אחד מבלטי השונית נסקרה חברת האלמוגים והדגים וכן נרשמו מדדים שונים המתארים את בלט השונית.

מצאנו כי קיימת יציבות של חברות הדגים לאורך השנים מבחינת שכיחות ועושר מינים, למעט בסמיכות לסערה אשר הובילה לירידה דרסטית בשכיחות הדגים, אך לא פגעה בעושר המינים. עם זאת, נצפתה התאוששות מהירה של חברות הדגים אשר חזרו למצבן הקודם כשנה לאחר הסערה. גם חברות האלמוגים הראו יציבות לאורך השנים מבחינת עושר סוגים ואחוזי כיסוי, למעט באתר הנסיכה (PR), שם ניכר כי הסערה שהתחוללה גרמה לירידה מובהקת באחוז הכיסוי של האלמוגים. ביומסת הדגים הגבוהה ביותר תועדה באתר שמורת האלמוגים (NR), האתר המפוקח והשמור ביותר. כמו כן, באתר זה נמצא עושר הסוגים הגבוה ביותר של אלמוגים בוני שונית. לעומת זאת, באתר המערות (CA), היכן שלחץ המבקרים גבוה ומידת הפיקוח נמוכה, תועדו עושר מיני הדגים, שכיחות הדגים ועושר סוגי האלמוגים הנמוכים ביותר. לא נראה כי פתיחתו של אתר קצא"א (KA) לציבור בשנת 2017 (לאחר שהיה סגור במשך 50 שנה בגלל סיבות ביטחוניות) הביאה לשינוי בחברות הדגים או הובילה לירידה בכיסוי האלמוגים, אך כן ניכר כי בחלקו הפתוח לציבור של האתר אחוז האלמוגים השבורים היה גבוה יותר מאשר בחלקו הסגור. באופן כללי, באתרים הנסיכה (PR)

והמערות (CA), הנתונים ללחץ רב של מבקרים, נמצאו אחוזים גבוהים יותר של אלמוגים שבורים. בכל האתרים אחוז האלמוגים השבורים עלה בצורה דרמטית לאחר הסערה.

לסיכום, ממצאי המחנה האקולוגי מספקים לנו תמונת מצב עדכנית על מצבן של שוניות האלמוגים הרדודות בצפון מפרץ אילת ומהווים בסיס להשוואה עתידית ובחינת מגמות בזמן. המשך רציף של המחנה האקולוגי לאורך שנים יאפשר להעריך תוך זמן קצר יחסית את השפעתם של אירועי קיצון, שינויים בממשקי ניהול, שימושים נפוצים בחוף ושינויי אקלים על חברות הדגים והאלמוגים. אנו מקווים שתוכנית זאת תאפשר להבחין במגמות, להגיב במהירות ותסייע בקבלת החלטות מבוססת מדע אשר תתרומנה להגנה על השוניות לאורך זמן.

ABSTRACT

The coral reefs in the Gulf of Eilat/Aqaba (GoA) are among the world's richest and most diverse, constituting a vital and unique natural ecosystem of national and international importance. However, coral reefs around the world are threatened by various factors, such as climate change, seawater pollution, physical damage and overfishing. Despite their vulnerability, the coral reefs in the GoA stand out for their high resilience to seawater warming, which may make them a refuge for corals in the face of climate change. However, the resilience of the coral reefs in the GoA is affected greatly by local stressors and on local conservation efforts. Monitoring the reefs over the years allows us to understand trends and changes in the Gulf's coral reef system and to conduct science-based nature conservation. Despite the existence of the national monitoring program, which systematically surveys the various habitats and monitors a variety of oceanographic and ecological indicators, a significant part of the marine reserves on the southern coast of Eilat is not monitored, and the effect of the intensive tourist activity on the southern coast of Eilat is unknown .

The marine Ecological Camp (EcoCamp) in Eilat was founded in 2015 with the goal of filling knowledge gaps regarding the effects of disturbance factors, mainly local, on coral reefs, including the structure of the fish communities. During the EcoCamp surveys, the fish and coral communities were monitored at reef knolls, which served as natural sampling units. About 80 reef knolls scattered among four sites along the southern Israeli shores of the GoA were systematically monitored. The coral and fish communities were surveyed in each reef knoll, and various indices describing the knolls were recorded.

The surveys revealed that the fish communities were generally stable over time, except for a drastic decrease in fish density following a storm in March 2020. However, the fish communities recovered within a year. Coral communities also showed stability in richness and coverage, except at the Princess site (PR), where a significant decrease in coral coverage was observed after the storm. The highest fish biomass was recorded at the Coral Nature Reserve (NR), the most protected site. Also, this site has the highest richness of reef-building corals. In contrast, at the Caves site (CA), where

visitor pressure is high and enforcement is relatively low, the lowest fish species richness and abundance, and coral richness were recorded. It does not appear that the opening of the Katza site (KA) to the public in 2017 (after being closed for 50 years due to security reasons) affected the fish community or the coral cover. Yet, the percentage of broken corals was higher in sections that are open to the public than in a section that remained closed. Generally, higher percentages of broken corals were found in Princess (PR) and Caves sites (CA), which are subjected to high visitor pressure. The percentage of broken corals increased dramatically at all sites after the storm.

In conclusion, the findings of the EcoCamp provide detailed assessment on the current state of shallow coral reefs in the northern GoA. These findings serve as a valuable baseline for future comparisons and trend analyses over time. By repeating the EcoCamp survey every two years, we can relatively quickly assess the impact of extreme events, changes in management practices, beach usage, and climate change on fish and coral communities. We hope that this program will help us to identify trends, respond swiftly, and conduct science-based decision-making, ultimately leading to the long-term conservation of the coral reefs in the GOA.

תודות

תודות לרשות מקרקעי ישראל, הקרן לשמירה על השטחים הפתוחים, על מימון איסוף הנתונים בשנים 2020 ו-2021.

הדיגום, התייעוד, הגדרת המינים ובניית בסיס הנתונים של הסקרים נעשו על ידי חוקרים וסטודנטים ממספר מוסדות וגופים, תוך שיתוף פעולה ביניהם – רשות הטבע והגנים, המחלקה לזואולוגיה באוניברסיטת תל אביב, מוזיאון הטבע ע"ש שטיינהרט באוניברסיטת תל אביב ותכנית הניטור הלאומית של מפרץ אילת.

תודות למכון הבין-אוניברסיטאי למדעי הים באילת על האירוח במהלך ביצוע הסקרים ועל התמיכה בצלילות המחקר.

תודות לרועי הולצמן ויונתן שקד על הייעוץ בתכנון וביצוע הסקרים.

תודות למעבדת בלמקר על ההירתמות המלאה לביצוע הסקרים, ניתוח הנתונים ועל לימוד זיהוי הדגים והעברת הידע מדור לדור בקרב הסוקרים.

תודות לתום שלזינגר ולאנשי תכנית הניטור הלאומית של מפרץ אילת על לימוד זיהוי האלמוגים.

תודות לאנשי רשות הטבע והגנים על הארגון והעזרה הלוגיסטית: אבי גדליה, אורי ליניאל, אסי מזרחי, אסף הברי, גולן רידר, חן טופיקיאן, זיו נדר, יגאל בן ארי, יורם חמו, עמרי עומסי ורועי גלעד.

תודות לשחר מלמוד, לירז לוי, נוי שפירא, טליה שלר, ואיילה פורת על עבודת התיאום והארגון בסקרים.

תודות ליחזקאל בובה על עזרה בריכוז הנתונים.

חוקרים וסטודנטים שהשתתפו בסקרים (ע"פ א-ב):

אביתר בן אבי, אור בן צבי, אורי פריד, אורלי פרי, איילה פורת, איליה בסקין, איתי גרנות, אלון פן, אסף זבולוני, ג'וליה סרוטי, ג'ני טיניקוב, ג'סיקה בלוורטי, גיא לויאן, דוד חלפון, דור שפי, הגר ינקוביץ'-שלום, הראל בז, ויקטור קינה, חווה ונדל, יחזקאל בובה, טל פרבלוצקי, טליה שלר, טל גבריאל, טניה ריבלין, יובל גוט, יונתן בלמקר, יחזקאל בובה, ימית רומנו, יניב שמואל, לי שחם אייל, ליאור אבידן, לירון קראוסהר, לירז לוי, מאי לצרוס, מרק צ'רנחובסקי, נוי שפירא, נועה מושקוביץ, נועם בן משה, נועם זומרפלד, ניצן שגב, נעה מוסקוביץ', נתי קרמר, עדי ברש, עומר פולק, עומרי עומסי, עופרי מן, עידן דולב, ענבל אילון, ענבל גמליאל, עפרי מן, קורין אבידן, רועי הולצמן, רח תמיר, רחלי ארמוזה-זבולוני, רננאל פיקהולץ, רעי דיגה, שבי רוטמן, שגיא מרום, שחר חייקין, שחר מלמוד, שיר בר, שירה סלינגרה, שרה אוחיון, שרה אורקה ותום שלזינגר.

תוכן העניינים

2	דברי פתיחה
3	תקציר
5	ABSTRACT
7	תודות
8	תוכן העניינים
9	מבוא
12	מטרות המחנה האקולוגי
13	שיטות
13	אתרי הדיגום
16	מועדי הדיגום
16	מועדי דיגום נוספים בעקבות אירועים חריגים
17	יחידות הדיגום
18	הערכת שטח הפנים של יחידות הדיגום ועומקן
19	אפיון חברות האלמוגים וחסרי חוליות אחרים
20	בחינת איכות הנתונים ומאמץ הדיגום
21	מדידת נזקים פיסיים לאלמוגים
22	אפיון חברות הדגים
22	איסוף הנתונים
23	ניתוח הנתונים
24	תוצאות
24	מאפיינים אביוטיים של בלטי השונית - שטח פנים, עומק ומורכבות מבנית
26	חברות האלמוגים
26	איכות הנתונים וגודל המדגם
26	כיסוי האלמוגים
28	הקשר בין שטח בלטי השונית לעושר סוגי האלמוגים
29	עושר ומגוון סוגים ברמת האתר
32	נזקים פיסיים לאלמוגים
37	חברות האלמוגים – עיקר הממצאים
38	חברות הדגים
38	שכיחות מיני הדגים
39	צפיפות הדגים
43	ביומסה
44	הקשר בין גודל בלטי השונית לעושר מיני הדגים
46	עושר ומגוון מיני הדגים
48	מבנה חברות הדגים
52	השפעת הסערה על מבנה חברות הדגים כתלות במאפייני בלטי השונית
53	חברות הדגים - עיקר הממצאים
55	דיון
60	ספרות מצוטטת
64	נספחים

מפרץ אילת מהווה משאב טבע ייחודי בעל חשיבות רבה בקנה מידה לאומי ובינלאומי. זהו המקום היחיד בישראל בו ישנן שוניות אלמוגים, ואלו בעלות עושר ומגוון מינים גבוה במיוחד שאין שני לו במערכות אקולוגיות אחרות בארץ. בנוסף, העיר אילת נסמכת על מפרץ אילת ובתי הגידול הנמצאים בו למשיכת תיירים וחובבי טבע מהארץ ומרחבי העולם. תיירות זו מהווה משאב כלכלי חשוב לעיר אילת ולמדינת ישראל בכלל.

שוניות מפרץ אילת הן מהשוניות הצפוניות ביותר בעולם. הן מצליחות להתקיים בקצה גבול התפוצה העולמי של שוניות אלמוגים בזכות התנאים הייחודיים המאפיינים את מפרץ אילת. חרף מיקומן הגיאוגרפי החריג, שוניות אלה הן מהעשירות והמגוונות בעולם ושיעור האנדמיות בהן גבוה^[1-3].

את מפרץ אילת סובב אזור מדברי צחיח מאוד, ללא נחלים או נהרות הזורמים באופן קבוע לים. זאת, והאוכלוסייה הדלילה סביב המפרץ, גורמים לכך שכמות החומר האורגני והנוטריינטים (חומרי הדשן) המוסעים באופן טבעי מהיבשה למפרץ היא נמוכה ביותר. מאפיינים סביבתיים אלה תורמים מאוד לאיכות המים הגבוהה במפרץ ולצלילותם - הם גורמים למפרץ להיות דל מאוד בנוטריינטים (ים אוליגוטרופי) ובחומר אורגני חלקיקי. בנוסף, מיצרי טיראן (המקשרים את מפרץ אילת לשאר ים סוף) ומיצרי באב אל מנדב (המקשרים בין ים סוף לאוקיינוס ההודי) אינם רק צרים, אלא גם רדודים מאוד (עומק של כ-270 ו-310 מטר, בהתאמה). עובדה זו מאפשרת כניסה אל תוך מפרץ אילת רק של מים הנמצאים בחלק העליון של עמודת המים. שכבת מים עליונה זו מתאפיינת בטמפרטורה יחסית גבוהה (שאינה יורדות מ-21°C) ובריכוז נמוך מאוד של נוטריינטים. דלילות הנוטריינטים והחומר האורגני החלקיקי בעמודת המים (שבאים לידי ביטוי, בין היתר, בצלילותם של מי המפרץ), יחד עם הטמפרטורה היציבה יחסית של מי המפרץ, מהווים מאפיינים חשובים מאוד שאפשרו במשך השנים את התפתחותן של שוניות האלמוגים לאורך מפרץ אילת. בזכותם, שוניות האלמוגים במפרץ אילת מרהיבות ביופיין ועשירות ומגוונות מבחינה ביולוגית, במידה שאינה מוכרת בקווי רוחב דומים.

שוניות אלמוגים רבות ברחבי העולם ניצבות בפני גורמי עקה ואיומים חמורים הנובעים מהשפעות האדם הבאות לידי ביטוי בקנה מידה מקומי, אזורי ועולמי. זיהום מי הים, ניצול יתר של משאביו (לרבות דיג יתר), פגיעות פיסיות בשוניות ופליטת כמות גדולה של גזי חממה לאטמוספירה הביאו לכך ששוניות אלמוגים רבות ברחבי העולם חוות התדרדרות מהירה^[4-10]. האיום החמור ביותר כיום על שוניות האלמוגים הוא שינויים אקלימיים הנובעים מפליטת גזי חממה. איום זה פועל על פני סקאלה עולמית וצפוי לגרום להיעלמותן של רוב שוניות האלמוגים בעולם תוך 20-30 שנה כתוצאה מעליית טמפרטורת מי הים^[11]. מאחר ושוניות אלמוגים רגישות מאוד לעלייה בטמפרטורת המים, מספיקה עליה של כמעלת צלזיוס אחת מעל לטמפרטורת המקסימום הממוצעת באזור מסוים שתימשך לאורך

מספר שבועות, על מנת לגרום להלבנת אלמוגים (coral bleaching). זהו מצב בו האצות השיתופיות המצויות בתוך רקמות האלמוגים נוטשות אותם. מכיוון שהאצות מספקות לאלמוגים כ-90% מתצרוכת האנרגיה שלהם, רוב האלמוגים אינם מסוגלים להשיג מספיק מזון באמצעות זרועות הציד שלהם. במידה וההלבנה מתמשכת, רוב האלמוגים מתים ואיתם עלולה להתמוטט המערכת האקולוגית העשירה המושתתת עליהם.

מחקרים עדכניים שפורסמו בכתבי עת מדעיים^[12-15] מראים כי מפרץ אילת עשוי לשמש מפלט עולמי לשוניות אלמוגים בזכות עמידותם הגבוהה של אלמוגי המפרץ לעלייה בטמפרטורה. ואכן, בעוד ששוניות אלמוגים רבות ברחבי העולם מתדרדרות בקצב מהיר כתוצאה מהתחממות מתמשכת של מי הים ותופעת הלבנת האלמוגים^[7-9], השוניות בצפון מפרץ אילת לא חוו עד כה אירוע הלבנת אלמוגים ונמצאות במצב יציב יחסית לאורך השנים האחרונות^[16,17].

יחד עם זאת, שוניות אלמוגים רגישות מאוד לשינויים סביבתיים ורגישותן לתופעת הלבנת האלמוגים, הנגרמת בגלל בעיה עולמית, מושפעת מאוד מהתנאים המקומיים והאזוריים שבהם נמצאות השוניות. ידוע כיום שרגישות האלמוגים להלבנה מושפעת, בין היתר, מהעשרה מקומית בריכוזי הנוטריינטים^[18-21], זיהומי ים בשמנים, דלקים ודטרגנטים^[22], זיהום הים בקוטלי עשבים^[23] וסדימנטציה מוגברת^[22]. בנוסף, גורמי הפרעה אחרים פוגעים במצבם הפיסיולוגי של האלמוגים ומורידים את יכולת ההתמודדות וההסתגלות שלהם לשינויים האקלימיים.

מכיוון שכך ולאור תכניות הפיתוח הרבות בראש מפרץ אילת, שוניות אילת נתונות לאיומים רבים, בנוסף להתחממות מי הים. יכולתן של שוניות אילת להתמודד עם מכלול הפרעות והאיומים הפועלים עליהן, לרבות אלה הפועלים על פני סקאלה עולמית, תלויה מאוד במאמצי השימור המקומיים כגון, שמירה על איכות המים ומניעה וצמצום של הפרעות מקומיות^[24].

במפרץ אילת, רוב אתרי הצלילה נגישים מהחוף (בניגוד לרוב אתרי הצלילה בעולם שיש צורך להשתמש בכלי שיט על מנת להגיע אליהם), ההגעה אליהם קלה והכניסה אל רובם היא ללא תשלום ועל כן, אילת מושכת צוללים רבים מהארץ ומרחבי העולם. רוב הצלילות באילת מתבצעות לאורך קטעי שונית שאורכם הכולל אינו עולה על 5 ק"מ (מתוך כ-13 ק"מ של חוף השייך למדינת ישראל שחלקו סגור לציבור). באילת פועלים כ-20 מועדוני צלילה ושוניות אילת נחשבות לשוניות מהעמוסות ביותר בעולם. בשנת 2015, למשל, מספר הצלילות המוערך באילת נע בין 300,000 ל-350,000^[25].

עומס רב של צוללים גורם לפגיעה בשוניות – שבירה, נגיעה, הטרת בעלי חיים, האכלת דגים והרחפת סדימנט מהקרקעית^[26,27]. Zakai & Chadwick-Furman^[26] כימתו את נזקי הצוללים באתרי הצלילה באילת ומצאו הבדלים משמעותיים בין אתרים מפוקחים ומווסתים (כדוגמת הגנים היפניים) ובין אתרים פתוחים ופחות מפוקחים (כדוגמת אתרי החוף הדרומי).

בנוסף להשפעות צוללים, זיהום אור (כלומר, אור מלאכותי המגיע לאזורים טבעיים בשעות הלילה) מהווה גם הוא גורם הפוגע בשוניות האלמוגים. זיהום אור פוגע במערכות פיסיולוגיות שונות של אלמוגים, לרבות סנכרון במנגנוני הרבייה, משפיע על נדידה אנכית של פלנקטון, דפוסי אכילה של בעלי חיים רבים בשוניות ואינטראקציות טורף-נטרף^[28-30].

שוניות האלמוגים באילת הן מהשוניות הנחקרות ביותר בעולם. הן מהוות מוקד משיכה לא רק לתיירים, אלא גם לחוקרי שוניות אלמוגים מהארץ ומרחבי העולם, בזכות המבנה הפיסיוגרפי המיוחד של מפרץ אילת (צר ועמוק עם שיפוע תלול של הקרקעית) שמנגיש לחוקרים בקלות רבה את מכלול בתי הגידול הימיים. בנוסף למחקר הימי המפותח בראש מפרץ אילת, פועלת מאז 2004 תכנית לאומית לניטור מפרץ אילת, הממומנת על ידי המשרד להגנת הסביבה מכספי הקרן למניעת זיהום ים. תכנית ניטור זו סוקרת באופן שיטתי את בתי הגידול השונים והיא מהווה נדבך חשוב מאוד בהבנת מגמות ושינויים במערכת האקולוגית של המפרץ. הדוחות של תכנית הניטור^[לדוגמה 16] משמשים בסיס לקבלת החלטות ולקביעת מדיניות שמירת הטבע במפרץ. תכנית הניטור מנטרת מגוון מדדים אוקיינוגרפיים ואקולוגיים, לרבות סקרים של שוניות האלמוגים בעומקים שבין 5 ל-20 מטרים. סקרים אלה נערכים בשלושה אתרים, כאשר מיקום האתרים ועומק חתכי הניטור נבחר כך ש: (א) בשלושת האתרים, במדרגות העומק שנבחרו, קיימות שוניות אלמוגים ו-(ב) הם אינם נתונים להפרעות מקומיות משמעותיות (כגון לחץ צוללים), מאחר ואלה עלולים להכניס "רעש" רב למדידה ולמסך את תגובת השוניות להפרעות הפועלות על פני סקאלה מרחבית גדולה יותר (סקאלה אזורית, או עולמית). האתרים שנבחרו על ידי תכנית הניטור הלאומית הם (נספח 1): (א) המכון הבינאוניברסיטאי למדעי הים באילת (IUI), שם הגישה מהחוף אינה אפשרית עבור כלל הציבור ונערכות שם בעיקר צלילות מחקר, אך גם צלילות ספורטיביות בכמות קטנה ביחס לאתרים הפתוחים; (ב) קצא"א (KZ), אתר שעד יולי 2017 היה סגור לצלילה מטעמי ביטחון ונערכו בו בעיקר צלילות תחזוקה של המתקן הימי (כיום הוא פתוח באפן חלקי) ו-(ג) שמורת האלמוגים (NR), בתחום הגנים היפניים, שם הגישה מהחוף אסורה וצלילות ספורטיביות נעשות רק מכלי שיט, בהדרכה ובמינון נמוך.

למעשה, חלק ניקר מהשמורות הימיות בחוף הדרומי של אילת אינו מנוטר (מהגדר הדרומית של המכון הבינאוניברסיטאי למדעי הים ועד מסוף הגבול עם מצריים, כ-1.6 ק"מ). חלק זה עשיר ביותר מבחינת ערכי הטבע שבו ונתון ללחצי מבקרים גבוהים ביותר (צוללים, משנורקלים, שחיינים ופעילות חופית אינטנסיבית שנושקת לשוניות הרדודות ומשפיעה עליהן באופן ישיר). בנוסף, רמת הפיקוח באזור זה נמוכה יותר מאשר בשוניות המצויות מול שמורת חוף האלמוגים שהיא אתר מגודר הקולט קהל בתשלום. נכון ליום ייסוד המחנה האקולוגי הראשון (2015), לא נאספו נתונים מאזורים אלה ולא ידוע עד כמה הפעילות התיירותית האינטנסיבית בחוף הדרומי מזיקה לשוניות האלמוגים.

בנוסף, תכנית הניטור הלאומית מתמקדת בניטור האלמוגים וחסרי החוליות היישיבים ופחות בדגים. ניטור הדגים נעשה ברמה של סוגים שמייצגים קבוצות פונקציונאליות בשונית. על כן, נכון ליום ייסוד המחנה האקולוגי הראשון, כמעט ולא נאספו נתונים על דגים המאפשרים לחשב מדדי מגוון מינים ולעקוב אחר מצב חברות הדגים במרחב ובזמן.

מטרות המחנה האקולוגי

באופן כללי, המטרה של המחנה האקולוגי היא להשלים פערי ידע בכל הנוגע להשפעות של גורמי הפרעה, בעיקר מקומיים, על שוניות האלמוגים, לרבות מבנה חברות הדגים בשוניות. באופן יותר ספציפי, המטרות הן:

1. לקבל תמונת מצב אקולוגי מאתרים ערכיים בחוף הדרומי שאינם מנוטרים ונתונים לעומסי מבקרים גבוהים.
2. השוואת אתרים מהחוף הדרומי לאתרים סגורים, או סגורים באופן חלקי*, וכן השפעת מידת הפיקוח על המצב האקולוגי באתרים.
3. לקבל תמונת מצב אקולוגי על בלטי שונית (Reef Knolls) באילת. בית גידול זה נפוץ באזורים רדודים לאורך חופי אילת ומהווה סביבה ייחודית אשר תומכת במגוון רב של מיני דגים ואלמוגים. במקרים רבים הוא נגיש מאוד לציבור ולכן גם נתון להשפעות ישירות של עומס מבקרים.
4. לבחון השפעות של אירועי קיצון על אזורי שונית רדודים (כגון, אירועים אקלימיים קיצוניים**), זיהום מי הים ממקורות שונים, או תופעות אקולוגיות/ביולוגיות שונות).
5. ליצור בסיס נתונים משמעותי של חברות הדגים באתרים השונים באילת ולבחון כיצד אלו משתנים במרחב ובזמן.

* בין היתר, לבחון את ההשפעות של פתיחת אתר קצא"א (KA) לציבור הרחב על בלטי השונית הנפוצים באתר זה, לאחר היותו אתר סגור במשך כ-50 שנה.

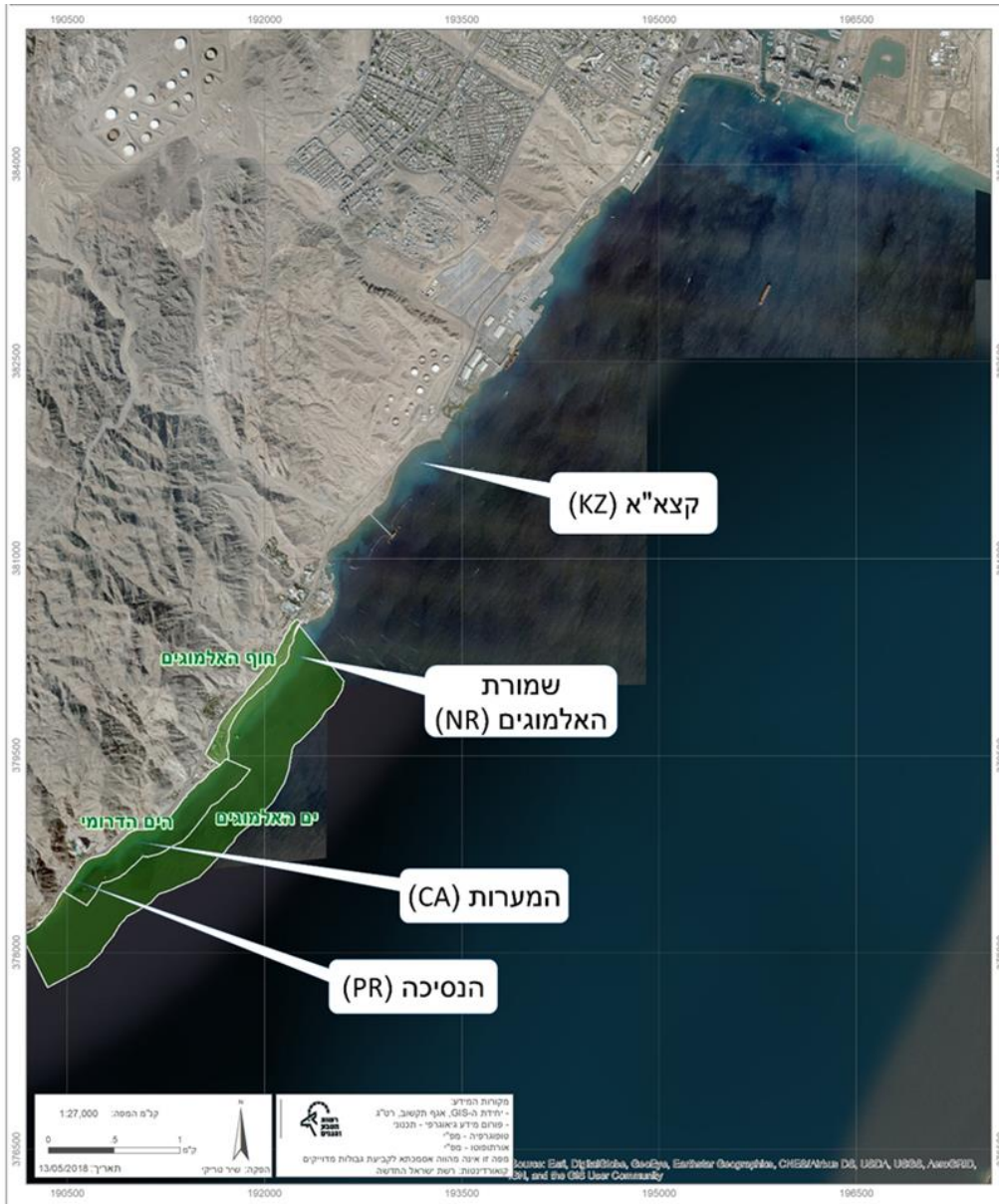
** אכן, במהלך מרץ 2020 התרחשה באילת סופה חריגה בעוצמתה אשר הגיעה לדירוג של 10 בסולם בופור (מהירות רוח של מעל ל-100 קמ"ש) וגרמה לנזקים נרחבים ברצועת החוף באילת. הסקרים שבוצעו לפני ואחרי הסערה אפשרו לאמוד את הנזק שנגרם לשוניות הרדודות ולהעריך את מידת ההשפעה של הסופה על חיוניות השוניות ועל חברות הדגים באתרים השונים.

שיטות

המחנות האקולוגיים נערכו בארבעה אתרים כמפורט למטה, כאשר בכל יום של המחנה נדגם אתר אחד באופן אינטנסיבי על ידי מומחים מהתחומים השונים – דגים וחסרי חוליות. למעט במועדים החריגים (ראה למטה - מועדי דיגום נוספים בעקבות אירועים חריגים), כל מחנה נערך במשך חמישה ימים, כאשר ביום הראשון נערך יום הכנה. יום ההכנה נועד לתת למשתתפים רקע על האקולוגיה במפרץ אילת, לרבות גורמי איום על המפרץ ומחקר ומעקב שנועדו להוות בסיס לקבלת החלטות בשמירה על המערכת האקולוגית. בנוסף, יום זה נועד להסביר למשתתפים את מטרות הסקר ולכיל את שיטות העבודה בים, צורת ריכוז הנתונים, הקלדת הנתונים וההתנהלות הלוגיסטית. לקראת סוף היום נערכו מבחני זיהוי דגים על מנת לוודא שכל המשתתפים אכן מסוגלים לזהות את מיני הדגים הרבים בצורה טובה ולהעריך את גודלם. חשוב לציין שהמשתתפים תרגלו את זיהוי הדגים במעבדתם, עוד לפני הגעתם למחנה האקולוגי, כך שכל סוקר הגיע כבר ליום הראשון של המחנה עם יכולות זיהוי גבוהות. לאחר יום ההכנה, במהלך ארבעת הימים העוקבים, כל יום יועד לדיגום אינטנסיבי באחד מהאתרים, כאשר סדר האתרים נבחר באופן אקראי.

אתרי הדיגום

סקרי המחנה האקולוגי התמקדו בארבעה אתרים (איור 1): קצא"א (KA), שמורת האלמוגים (NR), המערות (CA) והנסיכה (PR). אתרים אלה נבחרו כך שבכל אתר מידת הפרעה שונה ותלויה בעיקר במידת הנגישות של הציבור לשוניות, מידת הפעילות בחוף ומידת הפיקוח. על מנת שניתן יהיה לבצע השוואה מרחבית (בין האתרים), נבחרו אתרים שבהם, בסביבה הרדודה והנגישה ביותר לציבור (צוללים, משנורקלים, שחיינים), קיימות שוניות עם מאפיינים מורפולוגיים דומים (כלומר, אותם 'טיפוסי' שונות; ראה למטה – יחידות הדיגום). כל האתרים שנבחרו נמצאים בתוך שמורות טבע מוכרזות, למעט אתר קצא"א (KA) שנמצא באזור המקודם בימים אלה להיות שמורת טבע. טבלה 1 מציגה את המאפיינים ומידת הפרעה באתרים השונים.



איור 1. מפת צפון מפרץ אילת המציגה את ארבעת אתרי הדיגום. שמורות הטבע מודגשות בירוק.

טבלה 1. מאפיינים, סוגי ומידת ההפרעות בארבעת אתרי הדיגום.

שם האתר	מאפיינים	סוג ומידת ההפרעה
קצא"א (KA)	<p>החוף שאתר זה נמצא מולו היה סגור למבקרים מסיבות ביטחוניות במשך 50 שנה עד יולי 2017 וכמות הצוללים בו הייתה נמוכה מאוד (בעיקר צלילות תחזוקה של חברת קצא"א סביב מזחי הדלק ומעט מאוד צלילות מחקר). מיד עם פתיחת חלקו הצפוני של חוף קצא"א לציבור, פקד אותו קהל רב (לרבות צוללים, משנורקלים ושחיינים), אך הכמות התמתנה עם הזמן. פתיחתו של החוף לציבור נעשתה מבלי להכריז על האזור הימי כשמורת טבע והיא יצרה באתר שלושה אזורים שונים: אזור א' - פתוח לציבור שתחום באמצעות קו מצופים שאותם אין לעבור; אזור ב' - סגור לציבור שהועבר לניהול עריית אילת. על אף שהוא סגור לציבור, צוללים ומשנורקלים נכנסים לחלקו הצפוני מבלי שלרט"ג יש את הסמכות לאכוף את התופעה; אזור ג' - סגור לציבור ונמצא באחריות חברת קצא"א (סביר להניח שכמות הצוללים שם אפסית).</p> <p>למרות שעד יולי 2017 אתר קצא"א היה סגור לציבור, הוא היה נתון להפרעות שונות הקשורות למתקנים הימיים ופעילות קצא"א, כגון זיהומים כימיים וזיהומי אור. זמן קצר לאחר פתיחתו לציבור כובו האורות במזח הצפוני של קצא"א. סמכויות האכיפה של רט"ג באתר זה מוגבלות מאוד (להגנה על ערכי טבע מוגנים בלבד) ולכן מידת הפיקוח באתר זה היא נמוכה.</p>	<p>מבחינת זיהומים כימיים וזיהומי אור – הפרעה גבוהה עד יולי 2017 ובינונית לאחר מכן. מבחינת עומס מבקרים – אפסית עד יולי 2017 ומשתנה לאחר מכן בהתאם לשלושת האזורים: אזור א' – בינונית; אזור ב' – נמוכה; אזור ג' – מזערית.</p>
שמורת האלמוגים (NR)	<p>אתר זה נמצא בתוך שמורת טבע ימית מוכרזת סגורה שהכניסה אליה נעשית בעיקר דרך שער השמורה ובתשלום. ההגעה לשוניות היא קלה מאוד ונעשית בעיקר דרך שני גשרים (נכון להיום, הגשר הדרומי סגור בגלל שנפגע בסערה במרץ 2020), אך מגיעים לשם גם צוללים ומשנורקלים מחוץ לשמורה. עומס המבקרים באתר זה הוא בינוני ומשתנה בצורה קיצונית בין ימי חול לעומת סופי שבוע וחגים. מידת הפיקוח באתר זה היא גבוהה.</p>	<p>מבחינת זיהומים כימיים וזיהומי אור – הפרעה נמוכה. מבחינת עומס מבקרים – הפרעה בינונית.</p>
המערות (CA)	<p>אתר זה נמצא בתוך שמורת טבע ימית מוכרזת פתוחה לקהל הנושקת לחוף עמוס מאוד במבקרים. יש שם פעילות צלילה אינטנסיבית ביותר ברוב ימות השנה. חוף הים בתקופות מסוימות עמוס במבקרים הישנים באוהלים ובעבר גם בקרוואנים ופסולת רבה מוסעת עם הרוח מהחוף לים. החוף איננו שמורת טבע ומידת הפיקוח שם היא נמוכה (בעיקר סיורים רכובים).</p>	<p>מבחינת זיהומים כימיים וזיהומי אור – הפרעה בינונית. מבחינת עומס מבקרים – הפרעה גבוהה מאוד.</p>
הנסיכה (PR)	<p>אתר זה נמצא בתוך שמורת טבע ימית מוכרזת פתוחה לקהל הנושקת לחוף עמוס במבקרים. יש שם פעילות צלילה אינטנסיבית בחלק מימות השנה. פסולת רבה מוסעת עם הרוח מהחוף לים. החוף איננו שמורת טבע ומידת הפיקוח שם היא נמוכה (בעיקר סיורים רכובים).</p>	<p>מבחינת זיהומים כימיים וזיהומי אור – הפרעה בינונית עד גבוהה (בעיקר אור ממסוף הגבול וכביש 90). מבחינת עומס מבקרים – הפרעה גבוהה.</p>

מועדי הדיגום

המחנות האקולוגיים נערכו לרוב בסתיו בחודשים ספטמבר-אוקטובר (מיד לאחר חגי תשרי) בשנים 2015, 2016, 2017, 2018 ו-2020. תחילה, התכנן היה לבצע את הסקרים פעם בשנה, אך לאחר המחנה של 2016, בעקבות אילוצים תקציביים ואילוצי כוח אדם, הוחלט להוריד את התדירות לפעם בשנתיים. טבלה 2 מציגה את מספר יחידות הדיגום (בלטי שונית) שנדגמו באתרים השונים בכל אחד ממועדי הדיגום.

מועדי דיגום נוספים בעקבות אירועים חריגים

בנוסף למועדי הדיגום המתוכננים שמצוינים למעלה, בוצעו עוד שלושה דיגומים בעקבות אירועים חריגים:

1. בספטמבר 2017, כחודשיים לאחר פתיחת אתר קצא"א (KA) לציבור, נעשה מאמץ לבצע דיגום נוסף החורג מהתדירות של פעם בשנתיים שהוחלט עליה. הדיגום נעשה רק באתר קצא"א (KA) על מנת לבדוק את ההשפעות של פתיחת האתר על השוניות.
2. ביוני 2020 ("אביב"), לאחר הסופה שפקדה את חופי אילת במרץ של אותה שנה, התבצע סקר דגים נוסף על מנת ללמוד את השפעות הסופה על חברת הדגים. הסקר לא התבצע מיד לאחר הסופה, אלא בחודש יוני במועד המוקדם ביותר שהתאפשר לאחר הסופה בהתאם למגבלות מגפת הקורונה.
3. ביוני 2021, על מנת להפריד את השפעות הסערה משינויים טבעיים הכרוכים בעונתיות (סתיו לעומת אביב), נערך סקר דגים נוסף.

טבלה 2. מספר יחידות הדיגום (בלטי שונית) שנדגמו במועדים השונים באתרים השונים. מועדי דיגום "חריגים" (ראה הסבר בטקסט) רשומים באדום.

אלמוגים					דגים							מועד אתר
סתיו 2020	סתיו 2018	סתיו 2017	סתיו 2016	סתיו 2015	אביב 2021	סתיו 2020	אביב 2020	סתיו 2018	סתיו 2017	סתיו 2016	סתיו 2015	
23	23	23	23	17	23	23	10	23	23	23	17	KA
17	17	---	17	11	17	17	12	17	---	17	11	NR
17	17	---	17	14	17	17	14	17	---	17	14	CA
21	21	---	21	13	21	21	16	21	---	19	13	PR

יחידות הדיגום

במחנה האקולוגי נעשה שימוש בבלטי שונית (Reef Knolls) כיחידות דיגום טבעיות. בלטי שונית הם קטעי שונית קטנים יחסית ומבודדים שגודלם יכול לנוע בין עשרות סנטימטרים (מקבץ של אלמוגים בודדים) ועד עשרות מטרים (אלפי אלמוגים). הם צצים לרוב מהקרקעית החולית ונמצאים בעומקים שונים לאורך רוב חופי אילת. המורכבות המבנית הרבה של בלטי השונית היא הסיבה למורכבות הביולוגית הגבוהה המאפיינת אותם (איור 2).

הבחירה בבלטי שונית כיחידות דיגום נעשתה מתוך השיקולים הבאים:

1. טיפוס זה של שונית נמצא בכל האתרים שנבחרו, הוא נגיש מאוד לציבור הצוללים והמבקרים באתרים ולכן הוא גם יכול להוות אינדיקטור מתאים להפרעות מקומיות כגון נזקים פסיים שנגרמים על ידי צוללים ומשנורקלים.
2. המורכבות המבנית הגבוהה שלהם (בליטות, צנירים, מערות וחריצים) מלווה לרוב במורכבות ביולוגית גבוהה, כך שמדובר ביחידות דיגום שמייצגות מגוון רב של קבוצות טקסונומיות.
3. בגלל בידודן המרחבי של בלטי השונית, קל יחסית לאתרם בשטח ולחזור בדיוק אל אותן יחידות דיגום בכל פעם שמבצעים סקרים. עובדה זו מאפשרת לבצע דיגום חוזר (repeated sampling), המאפשר להבחין ברגישות רבה יותר בשינויים, באם הם אכן קיימים.

לעומת זאת, החיסרון העיקרי של יחידות דיגום טבעיות, במקרה זה, הוא שלכל בלט שונית יש מאפיינים אביוטיים ומורפולוגיים שונים, כגון צורה, עומק, שטח פנים ומורכבות מבנית. מאחר ושטח הפנים שונה והקשר בין שטח הפנים ומדדי עושר ומגוון אינו ליניארי (SAR)^[31], מדדים כגון מגוון ועושר מינים דורשים ניתוח מורכב יחסית (rarefaction)^[32]. עובדה זו משפיעה גם על היכולת לבחון את הרכב חברות הדגים וחסרי החוליות באמצעות ניתוח רב־משתני (multivariate analysis). על מנת למזער חיסרון זה, נבחרו בלטי שונית מטווח גדלים וטווח עומקים יחסית מצומצם.

ב-2015, מספר הבלטים שנסקרו בכל אתר נע בין 11 ל-17 (טבלה 2), כאשר קוטרם הממוצע נע בין 2.5 ל-9.8 מ' עם ממוצע של 5.3 ± 2 מ' (mean \pm sd). בכל האתרים יחד נסקרו 55 בלטים. ב-2016 התווספו עוד 23 בלטים, כך שמספר הבלטים שנסקרו עלה ל-78, כאשר קוטרם הממוצע הוא 5 ± 2.1 מ' (mean \pm sd).

על מנת לנווט בקלות יחסית אל הבלטים השונים, הסוקרים הצטיידו בתצלומי אוויר באיכות גבוהה של אתרי הדיגום שבהם ניתן לראות בבירור את הבלטים הממוספרים (נספח 2). בנוסף, על מנת לוודא שאכן ניווטו אל הבלט הנכון, הסוקרים הצטיידו גם בצילומים (תמיד ממפנה דרומי) של כל בלט

שאותו הם צריכים לדגום (נספח 3). החל משנת 2018 בלטי השונית סומנו על ידי תגים שהונחו באופן זמני על הקרקעית בצמוד אליהם על ידי א. זבולוני במטרה לוודא שאין טעויות בזיהוי הבלטים.

הערכת שטח הפנים של יחידות הדיגום ועומקן

מאחר ויחידות הדיגום שנבחרו הן טבעיות, שטח הפנים שלהן אינו קבוע ועל כן חשוב להעריך את שטח הפנים על מנת שיהיה ניתן לנרמל חלק מהמדדים האקולוגיים בהתאם לשטח הפנים. אחוזי כיסוי של אלמוגים, למשל, אינם דורשים נרמול בהתאם לשטח הפנים, אך מדדים ספירים (Ecological Count Based Measures) התלויים בצפיפות, או בעושר ומגוון המינים מחייבים נרמול שבזה^[33,34].

על כן, על מנת להעריך את שטח הפנים של הבלטים, נאספו עבור כל הבלטים הנתונים הבאים (ראה איור 2):

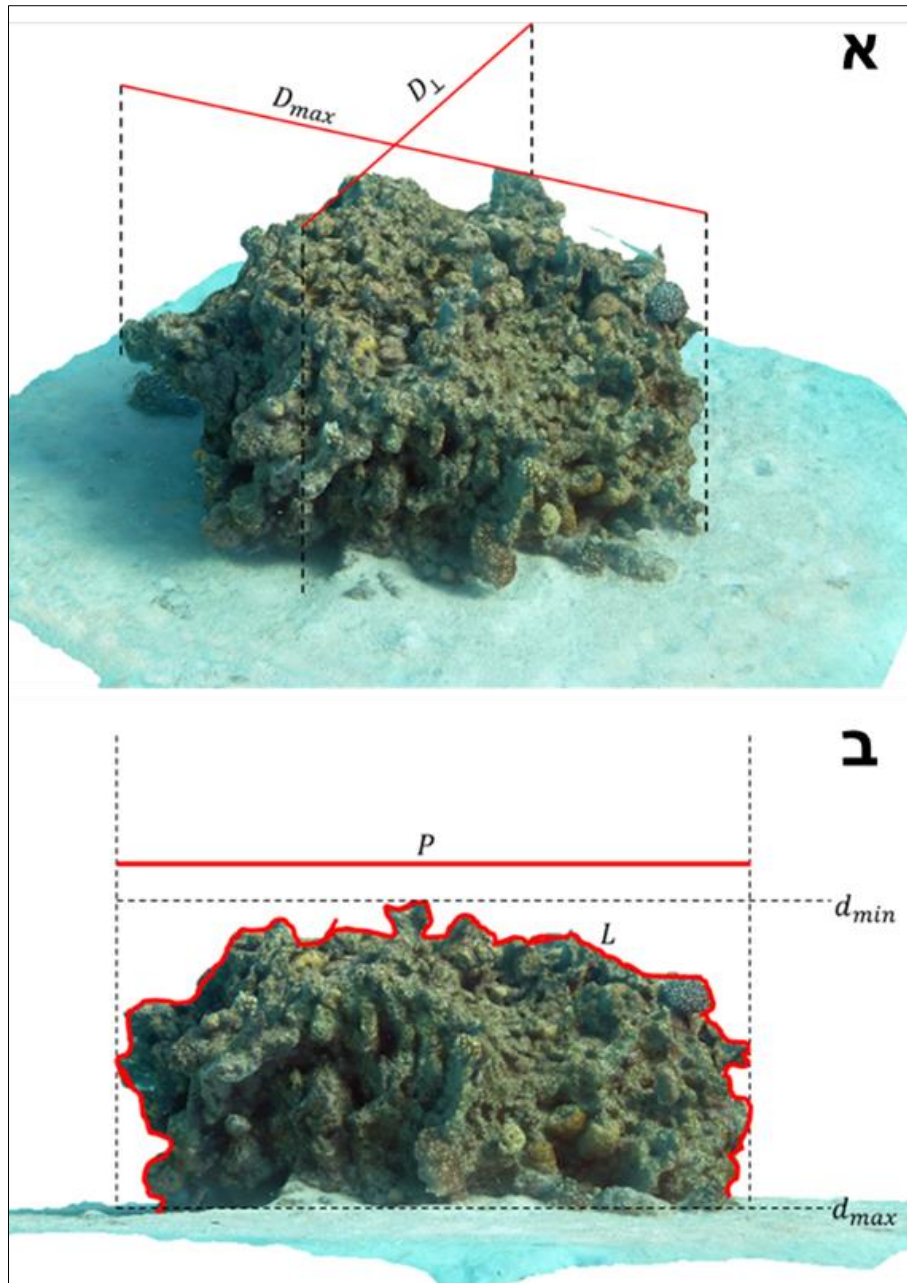
1. קוטר מרבי של היטל העל (D_{max}) וקוטר ניצב לקוטר המרבי (D_{\perp}) - נתונים אלו נאספו באמצעות סרט מדידה שנמתח מעל לבלט באמצעות שני צוללים.
2. מקדם המורכבות המבנית (rugosity) הממוצע של הבלט (\bar{R}) – נתון זה נאסף באמצעות ארבעה תצלומי צד של הבלטים מארבע זוויות שונות (בשאיפה לזווית של 90 מעלות בין תצלום לתצלום בהתאם למגבלות בשטח), כאשר על פני כל תצלום סומנו במחשב באמצעות תכנת Image J שני קווים: (א) אורך היטל הבלט מנקודת המבט בתמונה (P) ו- (ב) אורך קו המתאר של הבלט מנקודת המבט בתמונה (L). היחס L/P מבטא את מקדם המורכבות של הבלט כפי שנראה מנקודת המבט בתמונה. מקדם המורכבות הממוצע של הבלט נגזר מהממוצע שחושב עבור ארבעת התצלומים.

הערכת שטח הפנים של הבלטים (S) נעשתה באמצעות מכפלת המורכבות המבנית הממוצעת של הבלט בהיטל העל שלו (שחושב כשטח של אליפסה) על פי המשוואה הבאה:

$$S = \bar{R} \cdot \pi \cdot \frac{D_{max} \cdot D_{\perp}}{4} \quad \text{משוואה 1:}$$

בנוסף, באמצעות מחשב צלילה נמדד העומק המרבי (עומק הקרקעית; d_{max}) והעומק המינימאלי (הנקודה הגבוהה ביותר; d_{min}) של כל בלט.

מאחר ואלו נתונים שלא צפויים להשתנות באופן משמעותי בין שנה לשנה, מדידות אלו התרחשו פעמיים, במהלך הסקר של שנת 2018 ושוב בשנת 2020, לאחר הסערה שפקדה את חופי אילת.



איור 2. המחשה של המדידות אשר נלקחו מכל בלט שונית. **א.** קוטר מירבי (D_{max}) וקוטר ניצב (D_{\perp}). **ב.** עומק מקסימלי (d_{max}), עומק מינימלי (d_{min}), והפרמטרים L ו- P המשמשים להערכת מורכבות הבלט.

אפיון חברות האלמוגים וחסרי חוליות אחרים

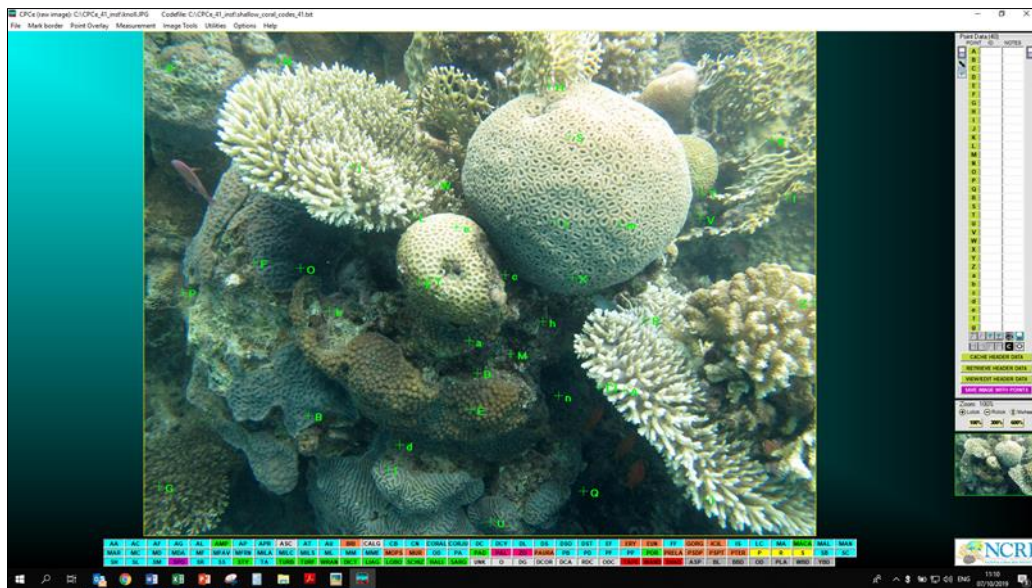
אפיון חברת האלמוגים נעשה בעיקר על ידי צוות תכנית הניטור הלאומית של מפרץ אילת וסטודנטים נוספים לתארים מתקדמים המתמחים באלמוגים. האלמוגים זוהו לרמת הסוג ולא לרמת המין, בדומה לרמת הזיהוי בתכנית הניטור הלאומית, בגלל מגבלת הזיהוי בסקרים ויזואליים בשטח (שבהם לא ניתן לבחון את האלמוגים במעבדה). אחוזי הכיסוי של סוגי האלמוגים השונים הוערך מתוך צילומים

של כל שטח הפנים של הבלטים. הבלטים צולמו ב"יד חופשית", ללא שימוש בחצובה, או בריבוע צילום (photoquadrat), ממרחק של כ-1 מ'. כל בלט צולם מספר רב של פעמים כך שכל שטח הפנים שלו צולם, כולל מושבות בודדות, או בלטים קטנטנים ("בלטי לוויין") המצויים במרחק של עד 50 ס"מ מהבלט הראשי. רשימת סוגי האלמוגים שצולמו ונדגמו לאחר מכן מופיעה בספח 4.

במעבדה, נעשה שימוש בשיטת ה-Point Sampling באמצעות תכנת CPe 4.1^[35] (ראה איור 3). הנקודות מוקמו על התמונות על ידי התוכנה באופן אקראי, כאשר הצפיפות הממוצעת של הנקודות על פני כל הבלטים נשמרה בערך קבוע (37 נקודות למ"ר). מספר הנקודות לתמונה (n_{po}) חושב באופן הבא:

$$n_{po} = 37 \cdot S / n_{ph} \quad \text{משוואה 2:}$$

כאשר S הוא שטח הפנים של הבלט, המחושב על פי משוואה 1, ו- n_{ph} הוא מספר התמונות שהבלט צולם (המכסות את שטח הפנים שלו).



איור 3. דוגמה לניתוח מבנה חברה ואחוז כיסוי של מיני אלמוגים בעזרת תכנת CPe 4.1. בירוק מסומנות הנקודות האקראיות שהוטלו על התמונה באמצעות התוכנה.

בחינת איכות הנתונים ומאמץ הדיגום

במהלך ייסוד של תכנית ניטור ארוכת טווח חשוב לבחון את איכות הנתונים והאם המדגם גדול מספיק על מנת להיות מסוגלים להבחין בשינויים באם הם אכן מתרחשים ("חוזק סטטיסטי" – היכולת לשלול את השערת האפס באמצעות הנתונים שנאספים באם היא אינה נכונה; $1-\beta$). על כן אחוז כיסוי אלמוגי האבן נבחר כמדד שנבחן בשתי דרכים:

1. בחינה פרטנית של כל בלט ובלט לאורך השנים – אלמוגי אבן משקיעים במהלך חייהם של גירני ולכן קצב הגדילה שלהם הוא יחסית איטי (מילימטרים עד סנטימטרים בודדים בשנה). על כן, סביר להניח שהשינויים החיוביים מדיגום לדיגום בכיסוי אלמוגי האבן בבלטים אינם יכולים להיות גדולים (סביר שאינם יהיו גדולים מ-15%). על מנת לבחון זאת באופן ויזואלי, יצרנו גרפים עבור כל אחד מארבעת האתרים ובו מופיע כיסוי אלמוגי האבן בכל אחד מהבלטים במהלך מועדי הדיגום השונים. בדיקה זו מלמדת באם כל בלט נדגם בצורה מספיק טובה, כלומר – שטח הפנים שלו נדגם באמצעות מספיק נקודות דיגום.

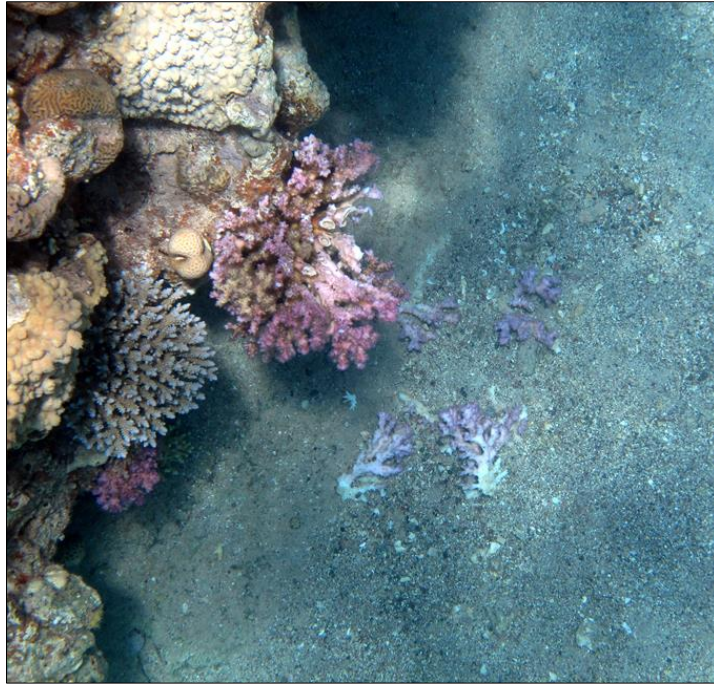
2. בחינה של גודל המדגם בכל אתר – מדגם מייצג הוא גודל המדגם המינימלי, בדגימה הסתברותית, המאפשר דיוק ניכר בהסקת המידע הסטטיסטי. במחנה האקולוגי, גודל זה מושפע ממספר הבלטים (יחידות הדיגום) שנדגמים בכל אתר ואתר ומהשונות הטבעית הקיימת בין הבלטים. על כן, חושב מדד דייקנות (Δ) המבטא את דיוק הדגימה על פי המשוואה הבאה:

$$\text{משוואה 3: } \Delta = \frac{CI}{\mu}$$

כאשר CI הוא רווח בר־הסמך (Confidence Interval) ברמת סמך של 95% של כיסוי האלמוגים בבלטים השונים באתר מסוים ו- μ הוא הממוצע החשבוני של כיסוי האלמוגים באותו אתר. בדומה לתכנית הניטור הלאומית של מפרץ אילת, הוחלט שמידת הדייקנות הנדרשת תהיה קטנה מ-0.2.

מדידת נזקים פיסיים לאלמוגים

נבחנו רק אלמוגים מהסוגים ה"שבירים" המצויים כמעט בכל הבלטים ושניתן להבחין בקלות בין מושבות שונות (אלמוגים מעונפים מהסוגים *Stylophora*, *Acropora* ו-*Pocillopora*). בכל בלט נרשם מספר המושבות מכל סוג וצוין עבור כל פרט אם הוא שבור או לא. נרשמו רק אלמוגים שנשברו לאחרונה, כלומר כאלה שהשבר נראה "טרי". שבר הוגדר טרי אם השלד בנקודת השבירה הוא עדיין חשוף וצבעו לבן/צחור (לפני שהחלו להתיישב עליו אצות או יצורים ישיבים אחרים; ראה כדוגמה את איור 4).



איור 4. אלמוג אבן מהסוג *Pocillopora* שבור כתוצאה מפגיעות של צוללים/משנורקלים. ניתן לראות ששברי האלמוג שנפלו על הקרקעית החולית עדיין חיים ושהשלד בנקודת השבירה חשוף וצבעו לבן/צחור, לפני שהספיקו להתיישב עליו אצות.

אפיון חברות הדגים

איסוף הנתונים

חברות הדגים נדגמו על ידי חוקרים וסטודנטים לתארים מתקדמים המתמחים בתחום הדגים ובעלי ניסיון בסקירת חברות הדגים במפרץ אילת. בכל בלט, הדיגום נעשה בשלבים בהתאם למאפייני המינים על פי הסדר הבא (איור 5): תחילה, התבוננו הדוגמים על הבלט ורשמו את המינים החולפים (transients) שנמצאו ברדיוס של עד 2 מ' מהבלט הנסקר. מינים חולפים הם בעלי טווח מחייה גדול ונוהגים לנוע בין בלטים, לדוגמא מינים ממשפחות הבתרניים (Acanthuridae), התוכינוניים (Scaridae) והפרפרוניים (Chaetodontidae). לאחר הספירה הראשונית לא נספרו יותר דגים חולפים נוספים אשר הגיעו אל הבלט במהלך הסקר. זאת, על מנת לצמצם את הסבירות כי סוקרים של בלטים סמוכים סופרים את אותם הדגים ובכך יוצרים הערכת יתר של אותם מינים. לאחר מכן הקיפו הסוקרים את הבלט ותיעדו מינים שחיים באסוציאציה עם הבלט (reef associated) אשר מעתה יקראו בדוח זה מינים דיירים. דוגמאות למינים דיירים הם דגים ממשפחת הדקריים (Serranidae), פזיתיים (*Pseudanthias spp.*) והשוניתיים (Pomacentridae). לבסוף, הקיפו הסוקרים את הבלט פעם נוספת וחיפשו בצורה מדוקדקת דגים חבויים (cryptic) אשר חיים בחריצים קטנים בבלטים או בין ענפי האלמוגים. דוגמאות למינים חבויים הם דגים ממשפחת האפוגוניים

(Apogonidae) והקברנוניים (Gobiidae). מינים אלו, גם הם חלק מחברת המינים הדיירים. במחנה האקולוגי הראשון, ב־2015, חלק מהמינים זהו לרמת המין, אך חלק זהו רק לרמת הסוג. החל מ־2018 הדגים זהו כמעט תמיד לרמת המין. כמו כן, בשנים 2015-2017 גודל הדגים הוערך באמצעות שיוך לקבוצות גודל על סולם לוגריתמי והחל מ־2018 נרשם הגודל של כל דג בקירוב הטוב ביותר על פי הערכת הדוגם, ללא שימוש בקבוצות גודל.

ניתוח הנתונים

מאחר והרמה הטקסונומית של הדיגום השתנתה החל מ־2018 (מעבר לרמת המין), היה צורך לבצע האחדה של הנתונים לפני ביצוע ההשוואות עבור כל אתר בשנים השונות. על מנת לעשות זאת השתמשנו ברשימת המינים של שנת 2015 (הפרדה הכי נמוכה) ועל פי רשימה זאת סיווגנו את הדגים שתועדו בשנים השונות כאשר חלק מהמינים מתועדים ברמת המשפחה או תת המשפחה. רשימת המינים המלאה וזאת של 2015 מופיעות בנספח 5. חשוב לציין כי אומנם חלק מהדגים תועדו ברמה טקסונומית גבוהה מרמת מין, אך לצורך נוחות הקריאה מעתה נתייחס אליהם בדו"ח כאל מינים.

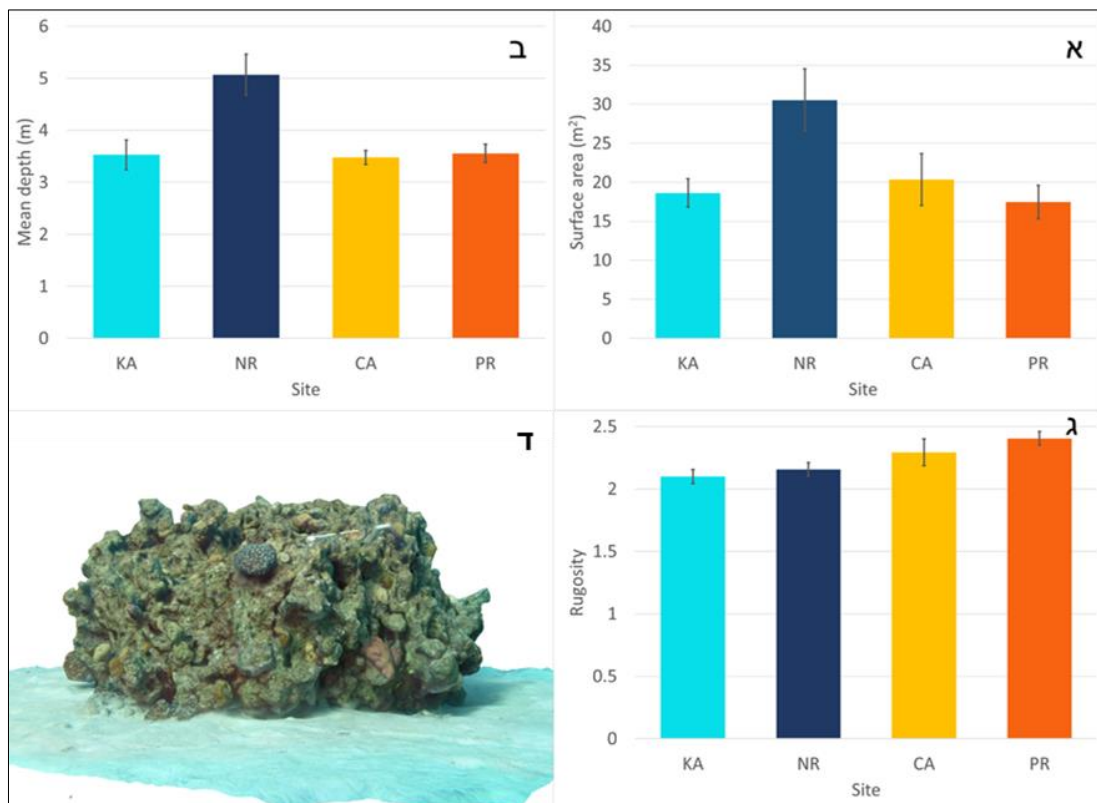
כל בלט שונית נסקר על ידי שני סוקרים. כל זוג צוללים כלל **לפחות** צולל אחד מנוסה, בעל יכולות זיהוי מעולות. חלק מהזוגות כללו צולל אחד מתלמד שהגיע להתמחות על מנת להיות מסוגל לבצע סקר באיכות מספיק גבוהה במחנה האקולוגי הבא. נתונים של סוקרים פחות מנוסים הושמטו ובזוגות שבהם היו שני סוקרים מנוסים, נבחרו באקראי נתונים של סוקר אחד בכל בלט כדי למנוע כפילויות.



איור 5. צולל מחקר סוקר בלט שונית באתר הנסיכה (PR).

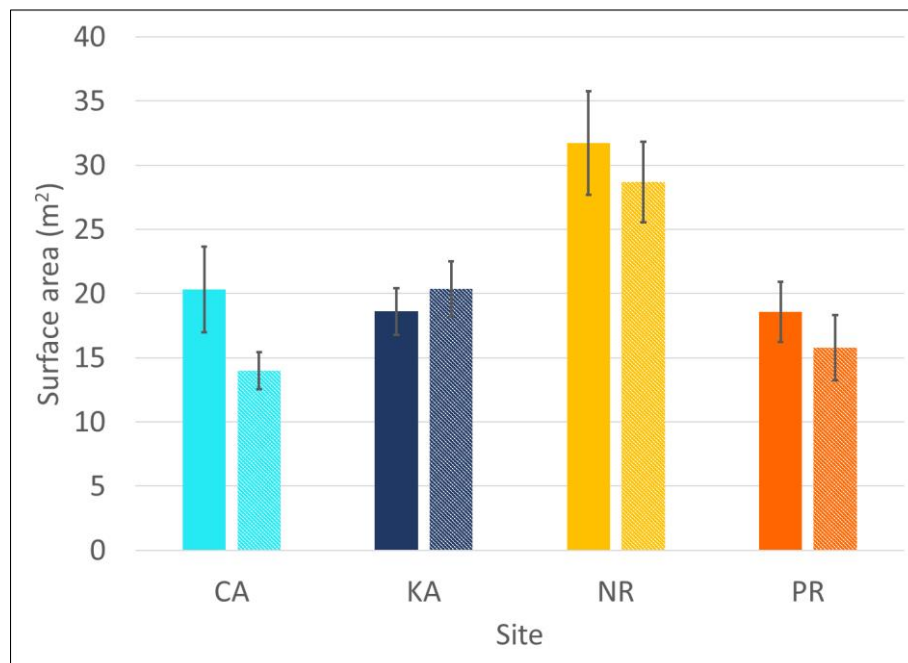
מאפיינים אביוטיים של בלטי השונית - שטח פנים, עומק ומורכבות מבנית

בכל ארבעת האתרים שטח הפנים של הבלטים (S) נע בין 6 ל-65.5 מ"ר עם ממוצע של 21.3 ± 1.5 מ"ר (mean±se). ממוצע שטח הפנים באתרים KA, CA ו-PR דומה מאוד ונע בין 17.4 ל-20.3 מ"ר ואילו בשמורת האלמוגים (NR) ממוצע שטח הפנים של הבלטים הוא 30.5 מ"ר (איור 6א). עומק הממוצע של הבלטים (ממוצע של d_{min} ו- d_{max} עבור כל בלט) בכל ארבעת האתרים נע בין 1.8 ל-8 מ' עם ממוצע של 3.9 ± 0.15 מ' (mean±se) בין הבלטים השונים. גם כאן, באתרים KA, CA ו-PR העומק הממוצע דומה מאוד ונע בין 3.5 ל-3.6 מ' ואילו ב-NR עומק הממוצע של הבלטים הוא 5.1 מ' (איור 6ב). מבחינת מקדם המורכבות המבנית של הבלטים (\bar{R} ; rugosity), קיים דמיון רב בין האתרים והממוצע לאתר נע בין 2.1 בקצא"א (KA) ל-2.4 בנסיכה (PR; איור 6ג).



איור 6. מדדים אביוטיים של בלטי השונית בארבעת אתרי הדיגום כפי שנמדדו וחושבו (mean±se). א. שטח הפנים, ב. עומק (ממוצע של d_{min} ו- d_{max}) ו-ג. מקדם המורכבות. ד. דגם תלת-מימד של בלט שונית.

הסופה שפקדה את אילת במרץ 2020 הכתה קשות בשוניות הרדודות ולכן, בסתיו 2020 נמדדו שוב בלטי האלמוגים ושטח הפנים של הבלטים חושב על פי משוואה 1 (איור 7). בארבעת האתרים, למעט ב-KA, נרשמה ירידה בשטח הפנים של הבלטים, אולם האפקט של הסערה על שטח הפנים של הבלטים לא נמצא מובהק סטטיסטית. חשוב לציין שנבחנו רק בלטים שנותרו במקומם לאחר הסערה ולא נכנסו לאנליזה בלט אחד מ-NR ושלושה מ-PR שהסערה גרמה להיעלמותם/ריסוקם. יש לקחת בחשבון שלפגיעה הפיזית בבלטים כתוצאה מהסערה יש גם יכולת להגדיל את שטח הפנים במקרים שבהם בלטים נשברים ומתחלקים לשני חלקים או יותר שצמודים זה לזה וייתכן שזה מה שמסביר את העלייה הקלה (לא מובהקת) שנמדדה באתר KA.



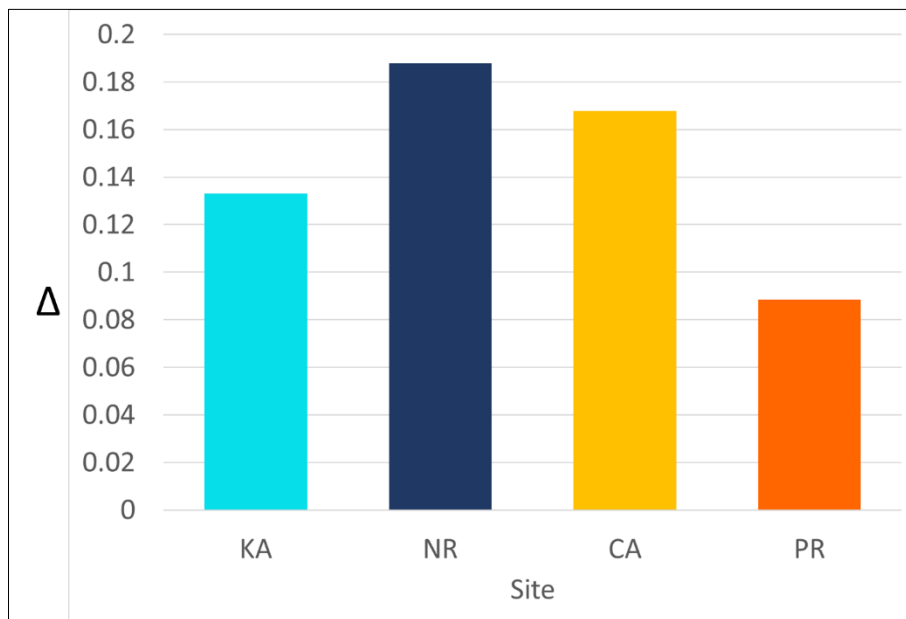
איור 7. שטח הפנים של בלטי השונית ($mean \pm se$) בארבעת אתרי הדיגום כפי שנמדדו וחושבו לפני הסופה שפקדה את אילת במרץ 2020 (עמודה שמאלית בכל אתר) לעומת אחרי הסופה (עמודה מקווקוות, ימנית בכל אתר).

חברות האלמוגים

איכות הנתונים וגודל המדגם

בחינה פרטנית של כל בלט ובלט לאורך השנים באתרים השונים (נספח 6) מראה שבכל הבלטים לא נמדדה עליה משמעותית של מעבר ל-15% בכיסוי אלמוגי האבן. הבלט בו נמדדה העלייה הגבוהה ביותר הוא בלט מספר 4 באתר שמורת האלמוגים (NR) בו נמדדה עלייה של 13.6% בכיסוי אלמוגי האבן במהלך שנתיים משנת 2016 לשנת 2018 (מ-47.1% ל-60.7%).

מבחינת גודל המדגם, בכל ארבעת האתרים נמצא שמדד הדייקנות (Δ) נמוך מ-0.2 (איור 8), כך שגודל המדגם נמצא מספק. הדייקנות הטובה ביותר התקבלה באתר הנסיכה ($\Delta=0.09$; PR) והכי פחות טובה באתר שמורת האלמוגים ($\Delta=0.19$; NR).



איור 8. מדד הדייקנות (Δ) של הערכת אחוז הכיסוי של אלמוגי האבן בארבעת אתרי הדיגום.

כיסוי האלמוגים

בכל ארבעת האתרים ובכל מועדי הדיגום, אלמוגי האבן הם התורמים העיקריים לכיסוי החי של האלמוגים בבלטי השונית. לעומתם, האלמוגים הרכים מהווים פרקציה יחסית קטנה מהכיסוי שנעה בין 2% בנסיכה (PR) בשנת 2015 ל-23% בקצא"א (KA) בשנת 2017 (איור 9). לאלמוגים רכים אין שלד קשיח התורם לבניית השונית, אך יש להם ללא ספק השפעה על הרכב חברת הדגים ובעלי חיים אחרים בשונית. אלמוגים רכים מגדילים את המורכבות המבנית של בית הגידול ומספקים נישות

אקולוגיות שונות מאלה של אלמוגי האבן. ישנם מיני דגים וחסרי חוליות הנתמכים באלמוגים רכים כמקור מזון וכמסתור. מאחר ואלמוגי האבן משקיעים במהלך חייהם שלד גירני והם התורמים העיקריים לבניית תשתית השונית ולעומתם, האלמוגים הרכים אינם תורמים לבניית השונית ונתונים לשינויים חדים יותר בין השנים (כלומר, מכניסים "רעש" לניטור), רוב האנליזות הסטטיסטיות בדו"ח זה מתמקדות באלמוגי האבן (כולל "אלמוגי אש", הידרוזואות מהסוג *Millepora* אשר מהווים גם הם תורמים חשובים לבניית תשתית השונית באילת).

איור 9 מציג את כיסוי אלמוגי האבן בארבעת האתרים. ניתן לראות שבמהלך ארבעת מועדי הדיגום שקדמו לסערה שפקדה את אילת במרץ 2020, לא נמצא שינוי בכיסוי אלמוגי האבן בארבעת האתרים (גם כאשר בוחנים רק את 55 הבלטים שנסקרו החל מ-2015 וגם כאשר בוחנים את כל 78 הבלטים שנסקרו החל משנת 2016). לעומת זאת, קיימים הבדלים מובהקים בכיסוי אלמוגי האבן בין האתרים (Two-way ANOVA; $p < 0.001$), כאשר השוואה ביו האתרים באמצעות מבחן Tukey HSD מראה כי הכיסוי באתר הנסיכה (PR) גבוה באופן מובהק מהכיסוי בשאר האתרים ($p < 0.05$) ואילו שלושת האתרים האחרים אינם שונים זה מזה.



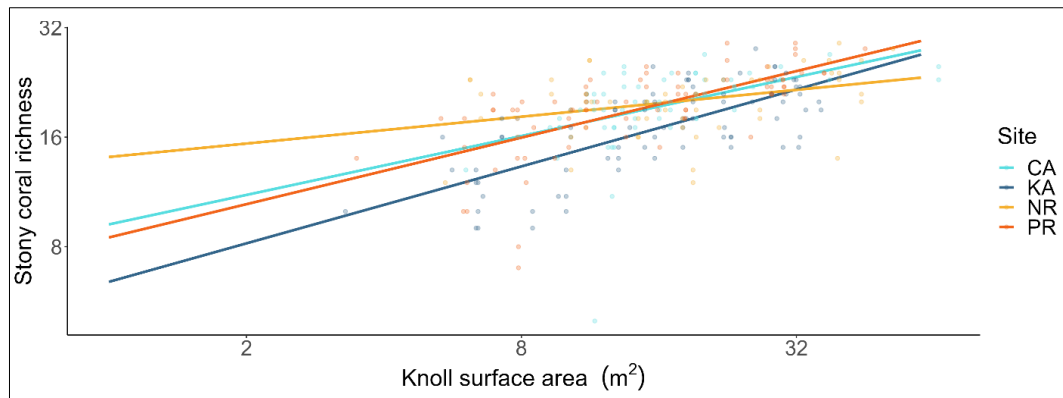
איור 9. אחוז כיסוי האלמוגים (אלמוגי אבן ואלמוגים רכים) בארבעת אתרי הדיגום (mean±se) – א. קצא"א (KA), ב. המערות (CA), ג. הנסיכה (PR) ו-ד. שמורת האלמוגים (NR).

לאחר הסופה שפקדה את אילת במרץ 2020 נרשמה ירידה באחוז הכיסוי של אלמוגי האבן בכל האתרים כאשר באתר הנסיכה (PR) הירידה היתה המשמעותית ביותר. על מנת להבין אם אחוז הכיסוי של האלמוגים בוני השונית הושפע מהסערה, השתמשנו במודל מסוג Generalized Mixed Effect Model אשר לוקח בחשבון את זהות הבלט והאתר כמשתנים אקראיים. נמצא כי קיים קשר מובהק בין אחוז הכיסוי של האלמוגים בוני השונית למועד הדיגום (לפני\אחרי הסערה, $p < 0.0001$). עם זאת, כאשר בוחנים בנפרד את האינטראקציה בין סערה לאתר, דבר המאפשר להבין אם היו הבדלים ברמת הפגיעה בין האתרים השונים, נמצא כי רק באתר הנסיכה (PR) הסערה הובילה לירידה מובהקת באחוז הכיסוי של האלמוגים בוני השונית ($p < 0.001$).

הקשר בין שטח בלטי השונית לעושר סוגי האלמוגים

במרבית בתי הגידול בטבע קיים קשר הדוק בין עושר מינים לשטח שנדגם. ככול שהשטח גדול יותר, כך צפוי לעלות גם מספר המינים (SAR)^[31]. מאחר והשתמשנו ביחידות דיגום טבעיות שגודלן אינו אחיד, ראשית הערכנו את עושר סוגי האלמוגים ביחס לשטח הפנים ובחנו אם באתרים או בשנים שונות ישנו עושר סוגים שונה של אלמוגים בוני שונית עבור אותו שטח. עשינו זאת בעזרת מודל ליניארי הבוחן בסקאלה לוגריתמית את הקשר בין שטח הפנים של כל בלט לעושר סוגי האלמוגים כתלות באתר הדיגום. בנוסף, נכללו במודל המשתנים הבאים - שנת הדיגום ועומק הבלט המקסימלי. מודל זה נבחר לאחר השוואה של מספר מודלים אשר כללו משתנים נוספים כגון עומק מינימלי, דיגום לפני\אחרי הסערה ואינטראקציה בין שטח הפנים לשנת הדיגום בשיטת ה-AIC^[36] במטרה לבחור את המודל הפשוט ביותר שמסביר בצורה הטובה ביותר את הנתונים. שיטה זו משקללת את כושר ההסברה מול כושר החיזוי של מודלים שונים ומעניקה את הציון הנמוך ביותר למודל המועדף. מאחר ואחוז הכיסוי של אלמוגים רבים היה נמוך, ביצענו את האנליזה הזו רק עבור אלמוגים בוני שונית.

מצאנו כי קיימים הבדלים בין האתרים וכי בשמורת האלמוגים (NR) גם בלטים בעלי שטח פנים קטן תומכים במספר סוגים גבוה של אלמוגים בוני שונית בהשוואה לאתרים האחרים (איור 10). מאידך, נראה כי בלטים גדולים באתר תומכים בפחות סוגים מאשר בלטים גדולים באתרים אחרים. עוד מצאנו כי בלטים באתר הנסיכה (PR) תומכים במספר סוגי האלמוגים הגבוה ביותר מבין כלל האתרים. מתוך האנליזה החרגנו שני בלטים אשר יוצאים דופן בכך שהם מורכבים מסוג אחד של אלמוג (*Porites*) אשר מהווה את מרבית נפח הבלט. בלטים אלו הם ייחודיים בשונית, נדירים יחסית ובעלי חשיבות אקולוגית גדולה, אך בהקשר זה מהווים חריג חשוד (outlier).



איור 10. הקשר בין עושר סוגי האלמוגים בוני השונית לשטח הפנים של הבלט. הנקודות מייצגות את עושר הסוגים שנמדד בכל אחד מהבלטים והקווים מייצגים את עושר הסוגים הצפוי על פי המודל עבור כל אתר. הצירים מופיעים בסקאלה לוגריתמית.

עושר ומגוון סוגים ברמת האתר

עושר מינים הוא מדד רגיש למאמץ הדיגום וככול שמאמץ הדיגום עולה כך עולה לרוב גם עושר המינים\סוגים. על מנת להשוות את עושר הסוגים של אלמוגים בוני שונית או אלמוגים רכים בין האתרים או מועדי הדיגום השונים, אשר נבדלו בכמות ושטח הבלטים שנסקרו (כלומר מאמץ דיגום שונה) ולהימנע מהטיה, השתמשנו בעקומות רפרקציה (sample based rarefaction) אשר מייצגות את עושר הסוגים כתלות במאמץ הדיגום (כלומר, מספר בלטי השונית שנדגמו). שיטה זאת מבוססת על דגימות באופן אקראי של בלטים על מנת ליצור עקומות עושר מצטבר.

על מנת לבחון מגוון ושוויוניות (evenness) של סוגי אלמוגים בין האתרים או השנים השונות, יצרנו עקומות רפרקציה אשר מבוססות על מדד שנון למגוון^[37] (משוואה 4). מדד שנון לאחר טרנספורמציה למגוון מינים אפקטיבי מעריך את המגוון בחברה בהתבסס על עושר ושוויוניות^[38].

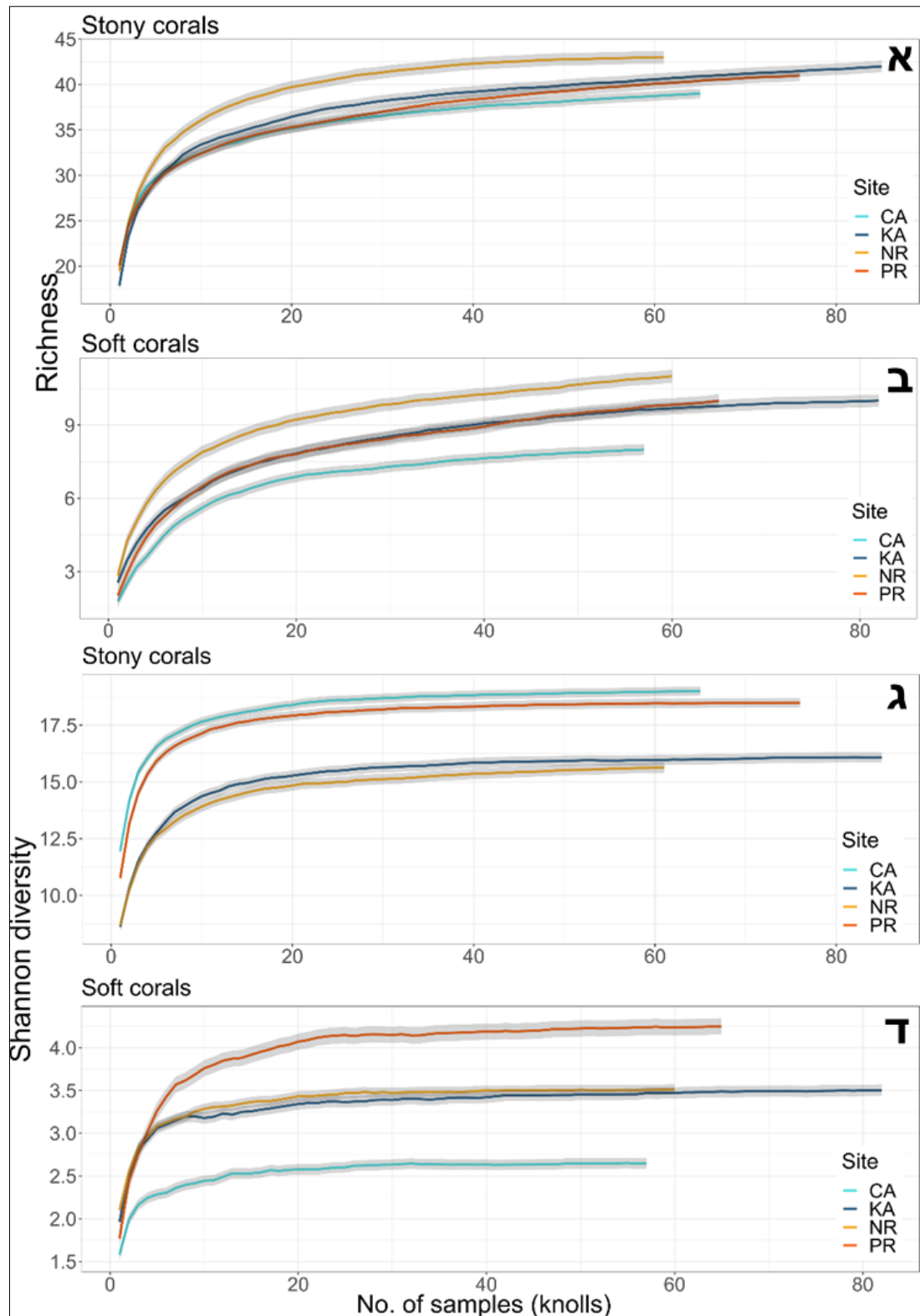
$$\text{Shannon index } (H) = e^{-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i} \quad \text{משוואה 4:}$$

כאשר S הוא עושר סוגי האלמוגים (מספר סוגים) ו- p_i הוא תרומתו היחסית של אלמוג מסוג i לכיסוי של כלל האלמוגים. בניגוד לעקומות רפרקציה המתבססות על עושר ונותנות משקל רב לסוגים נדירים, עקומות רפרקציה עבור מגוון שנון מספקות מידע לגבי עושר של סוגים נפוצים ומעניק ערך נמוך יותר לסוגים נדירים.

עושר הסוגים של אלמוגים בוני שונית בשמורת האלמוגים (NR) הוא הגבוה ביותר (איור 11), אחריו ניתן למצוא את האתרים קצא"א (KA) והנסיכה (PR) והעושר הנמוך ביותר נמצא באתר המערות (CA). כאשר בוחנים את מגוון הסוגים האפקטיבי על פי מדד שנון עבור אלמוגים בוני שונית, האתר העשיר ביותר הוא המערות (CA) והעני ביותר הוא שמורת האלמוגים (NR), הפוך מעקומות עושר

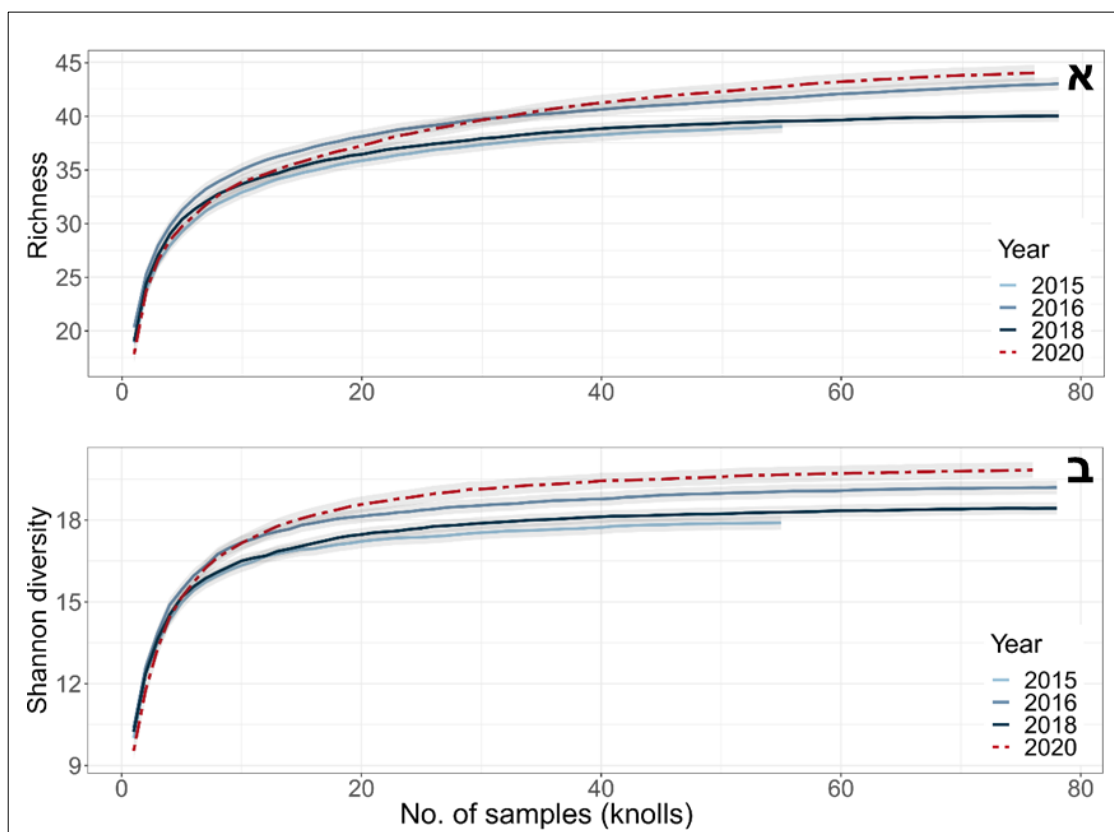
הסוגים. תוצאה זו מעידה על כך שמספר גבוהה של סוגי אלמוגים נדירים הם אלו שתורמים לעושר הסוגים הגבוה בשמורת האלמוגים (NR) ואילו המערות (CA) הוא האתר בעל השוויוניות הגבוהה ביותר.

גם עבור אלמוגים רכים, עושר הסוגים הגבוה ביותר נמצא באתר שמורת האלמוגים (NR) והנמוך ביותר במערות (CA). כאשר בוחנים את עושר הסוגים האפקטיבי על פי מגוון שנון עבור קבוצת האלמוגים הרכים, נראה כי באתר הנסיכה (PR) קיימת השוויוניות הגבוהה ביותר. עם זאת חשוב לציין כי אחוז הכיסוי הכללי של אלמוגים רכים באתר זה היה נמוך מאוד והם אינם מהווים חלק ניכר מחברת האלמוגים באתר.



איור 11. עקומות רפרקציה (sample-based rarefaction) עבור א. עושר סוגים של אלמוגים בוני שונית, ב. עושר סוגים של אלמוגים רכים, ג. מגוון שנון עבור אלמוגים בוני שונית וד. מגוון שנון עבור אלמוגים רכים. הצבעים מייצגים את האתרים השונים, השטחים האפורים מייצגים מעטפת רווח בר-סמך (CI) של 95%. האנליזה נעשתה עבור כל בלטי השונית בכל מועדי הדיגום למעט 2017 [אז הדיגום נעשה רק באתר קצא"א (KA)].

על מנת לבחון אם עושר סוגי האלמוגים בוני השונית שונה בין מועדי הדיגום השונים ככלל ולאחר הסערה בפרט, יצרנו עקומות ררפקציה עבור מועדי הדיגום השונים אשר מייצגות את הקשר בין מספר הדגימות (בלטי שונית) למדדי עושר ומגוון (איור 12). ניתן לראות כי לא חלה ירידה במספר הסוגים של אלמוגים בוני שונית לאורך השנים ואף כי מספר הסוגים הגבוה ביותר תועד לאחר הסערה (2020). תוצאה דומה נמצאה גם עבור מדד שנון.



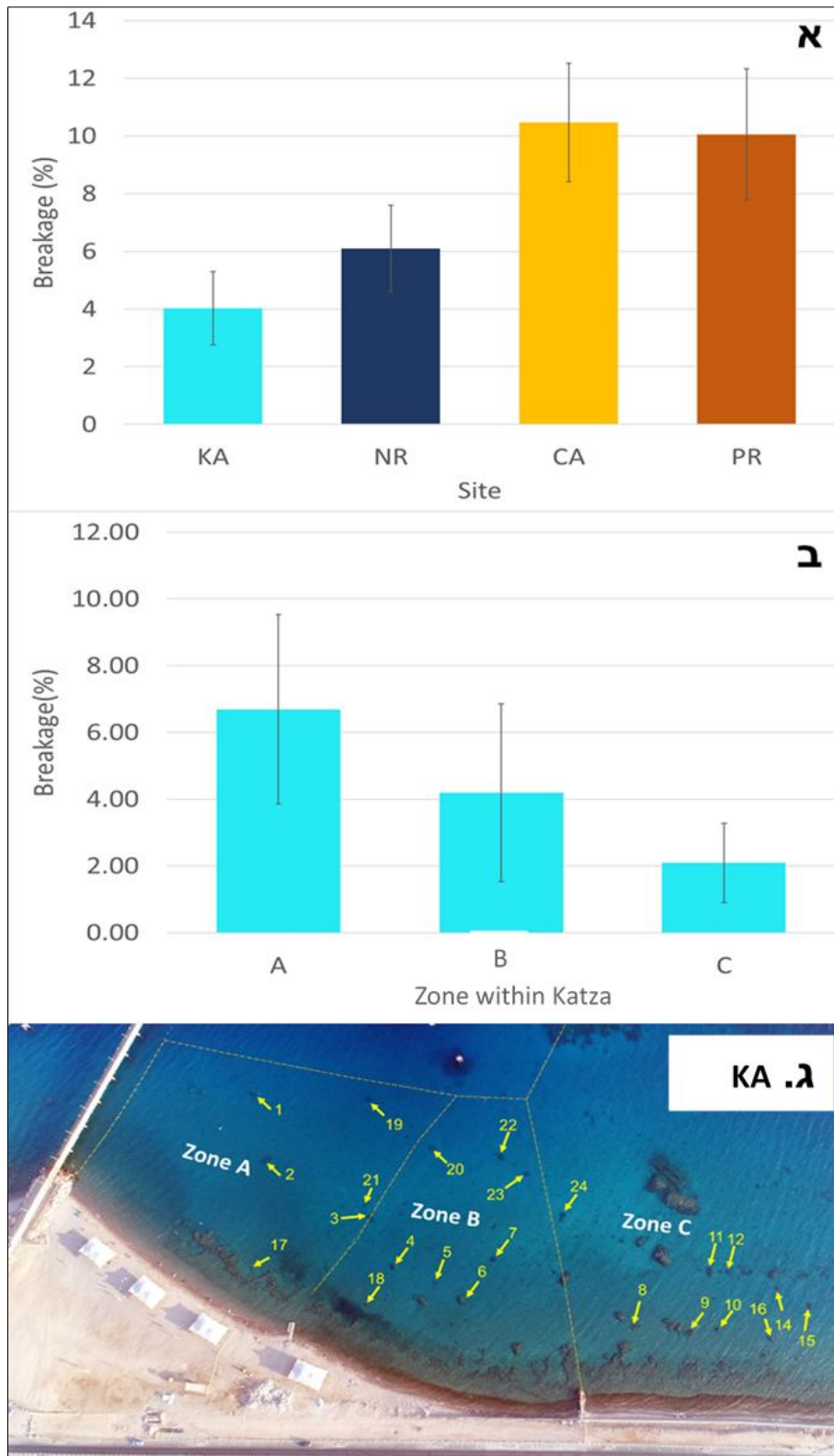
איור 12. עקומות ררפקציה (sample-based rarefaction) עבור מועדי הדיגום השונים אשר מייצגות את הקשר בין מספר בלטי השונית שנסקרו ל-א. עושר הסוגים של אלמוגים בוני שונית רב. מגוון שנון של אלמוגים בוני שונית. השטחים האפורים מייצגים מעטפת רווח בר-סמך (CI) של 95% עבור העקומות.

נזקים פיסיים לאלמוגים

איור 13 מציג את אחוזי השבירה באתרים השונים בשנת 2018, לפני הסערה. באתרים המערות (CA) והנסיכה (PR), שם רמת הפיקוח נמוכה ביחס לאתר שמורת האלמוגים (NR) ולחץ המבקרים גבוה במיוחד, נרשמו אחוזי שבירה גבוהים יחסית [איור 13א'; 10.47 ± 2.05 ו- 10.05 ± 2.28 (mean \pm se), בהתאמה]. לעומת זאת, באתר שמורת האלמוגים (NR), שם רמת הפיקוח היא גבוהה יחסית ולחץ המבקרים בינוני, נרשמו אחוזי שבירה בינוניים (6.1 ± 1.5). אחוזי השבירה הנמוכים ביותר נרשמו באתר קצא"א (KA; 4 ± 1.27), שעד לשנת 2017 היה סגור לציבור. מבחן ANOVA לאחר

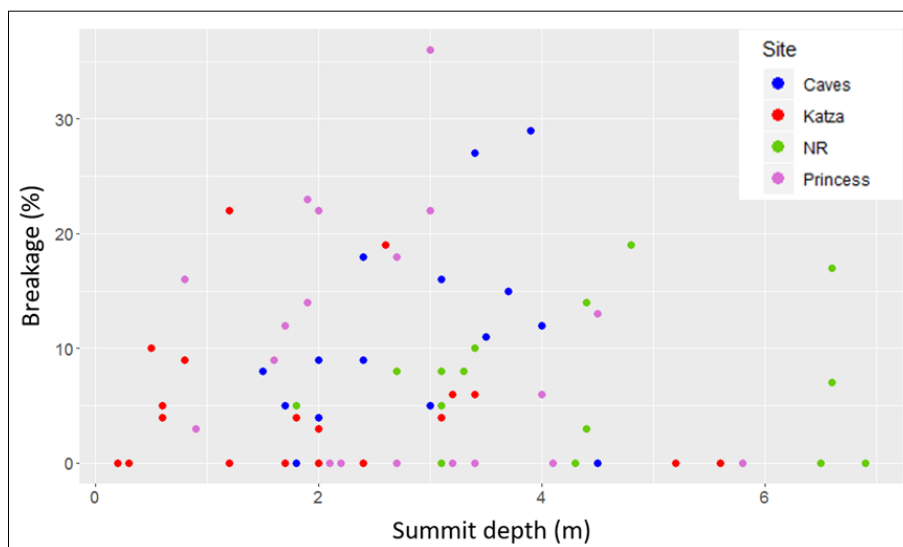
טרנספורמציה Arcsin הראה שונות מובהקת בין ארבעת האתרים ($p=0.0323$), כאשר אחוזי השבירה באתר קצא"א (KA) נמצאו נמוכים באופן מובהק מאשר אלה באתר המערות (CA); $p=0.0437$ (Bonferroni p -value).

פתיחת חלקו הצפוני של חוף קצא"א (KA) לציבור, יצרה באתר, בתוך האזור המנוטר, שלושה אזורים שונים מבחינת לחץ מבקרים/צוללים (ראה טבלה 1). איור 13 ב' מתמקד באתר קצא"א (KA) בלבד ומציג את אחוזי השבירה בכל הבלטים, כאשר הם מחולקים לשלושה אזורים בעלי רמת לחץ שונה (איור 13 ג'). ניתן לראות שבאזור א', שם לחץ המבקרים הוא הגבוה ביותר, נרשמו אחוזי השבירה הגבוהים ביותר (6.69 ± 2.84), באזור ב', שם הלחץ הוא בינוני, נרשמו אחוזי שבירה בינוניים (4.19 ± 2.66) ובאזור ג', שם לחץ המבקרים הוא הנמוך ביותר, נרשמו אחוזי השבירה הנמוכים ביותר (2.09 ± 1.18). במבחן ANOVA לא נמצאו הבדלים מובהקים בין שלושת האזורים, אך חשוב לציין שמספרי הבלטים שנדגמו בשלושת האזורים היה נמוך יחסית ($n < 9$) ונראה שהשונות יחסית גבוהה (ראה קווי שגיאה), כך שהמבחן שנערך היה מוגבל מאוד מבחינת חוזק סטטיסטי.



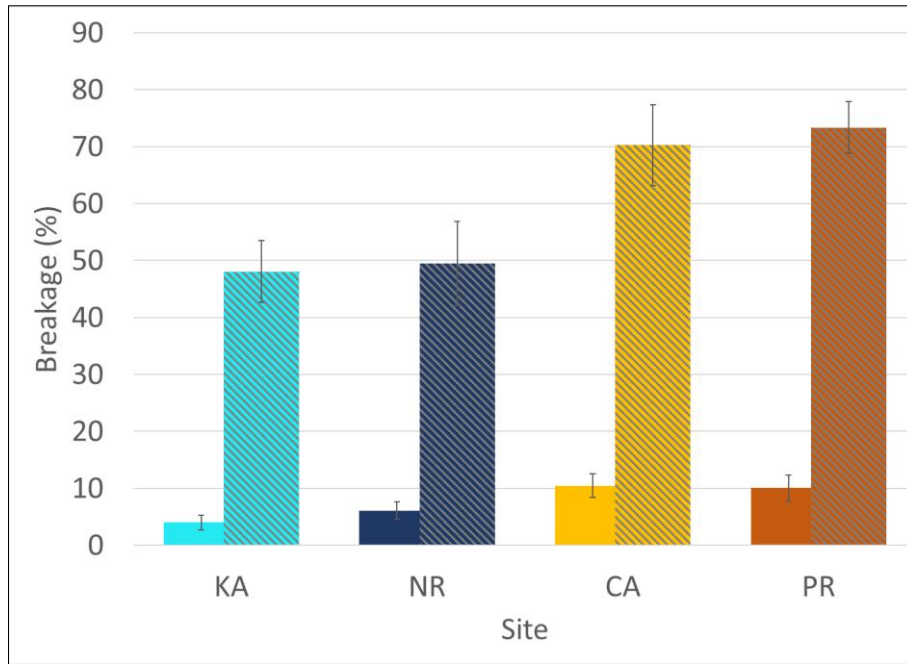
איור 13. נזק פיסי לבלטי השונית. אחוזי השבירה ($mean \pm se$) של אלמוגים מעונפים מהסוגים *Stylophora*, *Pocillopora* ו-*Acropora* בשנת 2018 ב-**א**. ארבעת אתרי הדיגום ו-**ב**. באזורים שונים באתר קצא"א (KA) המוצגים ב-**ג**. תצלום אוויר של שלושת האזורים, A, B ו-C הנתונים לרמת לחץ צוללים/משנורקלים גבוהה, בינונית ונמוכה (בהתאמה).

איור 14 מציג אחוזי שבירה בבלטי השונית כפונקציה של עומק הנקודה הגבוהה ביותר בכל בלט. הרעיון שעומד מאחורי ביצוע מבחן זה הוא ההשערה כי בבלטים רדודים, שנגישים לא רק לצוללים, אלא גם למשנורקלים, ימצאו אחוזי שבירה גבוהים יותר. ניתן לראות כי השערה זו אינה נתמכת על ידי נתוני השבירה שנאספו במחנה האקולוגי, כך שנראה כי הנזק הפיסי שנגרם על ידי משנורקלים אינו משמעותי ביחס לזה שנגרם על ידי צוללים. בנוסף, ניתן לראות שהחלק העליון של רוב בלטי השונית שנסקרו עמוק מ-1.5 מ', כך שסביר להניח שרובם מחוץ לטווח הגישה של רוב המשנורקלים.



איור 14. נזק פיסי בבלטי השונית. אחוזי השבירה של אלמוגים מעונפים מהסוגים *Stylophora*, *Acropora* ו-*Pocillopora* בשנת 2018 בבלטי השונית כתלות בעומק הנקודה הגבוהה ביותר על פני הבלט (d_{min}).

בעקבות הסופה החזקה שפקדה את אילת במרץ 2020 עלתה משמעותית כמות המושבות שנשברו, מממוצע של פחות מ-7.7% לפני הסערה (סתיו 2018) ל-60.3% אחריה (מרץ 2020; איור 15). ניתן לראות שהאתר שנפגע בצורה הקשה ביותר הוא הנסיכה (PR) שבו נשברו כ-73% מהאלמוגים המעונפים (לעומת 10% ב-2018), אחריו המערות (CA; 70% לעומת 10.5%), שמורת האלמוגים (NR; 49.5% לעומת 6%) ואחרון קצא"א (KA, 48% לעומת 4%). חשוב לציין כי ארבעה בלטים שלמים נעלמו בעקבות הסערה, מתוכם אחד בשמורת האלמוגים (NR) ושלושה בנסיכה (PR). בלטים אלה, לא נמצאו ולכן גם לא נוטרו, אך סביר להניח שכל האלמוגים המעונפים שהיו עליהם נשברו. ניתן לראות שהאפקט של הסערה על שבירת האלמוגים גדול בהרבה ובאופן מובהק מהאפקט של לחץ צוללים/משנורקלים בכל ארבעת האתרים ($p < 0.01$). לעומת זאת, שבירות של צוללים זו הפרעה כרונית לשוניות האלמוגים והנזק המצטבר הוא הרבה מעבר למה שאנו מודדים בתצפית בודדת על הבלטים (single snapshot). סערה משמעותית, כגון זו של מרץ 2020, פוקדת את אילת לעיתים רחוקות ולשוניות יש אפשרות להתאושש בין אירוע לאירוע.



איור 15. נזק פיסי לבלטי השונית. אחוזי השבירה ($mean \pm se$) של אלמוגים מעונפים מהסוגים *Stylophora*, *Pocillopora* ו-*Acropora* לפני הסופה, בסתיו 2018 (עמודות שמאליות בכל אתר), לעומת מיד לאחר הסופה שפקדה את חופי אילת באביב 2020 (עמודות ימניות מקוקוות בכל אתר).

חברות האלמוגים – עיקר הממצאים

אחוז כיסוי

- אחוז הכיסוי הגבוה ביותר של אלמוגים בנוי שונית שנמדד היה באתר הנסיכה (PR) ושל אלמוגים רכים היה באתר קצא"א (KA; איור 9).
- אחוז הכיסוי של האלמוגים נשאר יציב לאורך מועדי הדיגום, למעט ירידה מובהקת שנמדדה בעקבות הסערה באתר הנסיכה (PR; איור 9).

עושר ומגוון מינים – שינויים במרחב ובזמן

- בבלטי שונית קטנים, עושר סוגי האלמוגים הגבוה ביותר נצפה בשמורת האלמוגים (NR), אך בבלטי שונית גדולים נמצא כי עושר המינים בשלושת האתרים האחרים היה גבוהה יותר (איור 10).
- עושר הסוגים הגבוה ביותר של אלמוגים בנוי שונית או אלמוגים רכים היה בשמורת האלמוגים (NR) והנמוך ביותר באתר המערות (CA; איור 11).
- באתר המערות (CA) נמצאה השוויוניות (evenness) הגבוהה ביותר עבור אלמוגים בנוי שונית ובאתר הנסיכה (PR) עבור אלמוגים רכים (איור 11).
- עושר הסוגים של אלמוגים בנוי שונית נשאר יציב לאורך השנים ולא נצפתה ירידה בעושר גם לאחר הסערה. בדיגום שלאחר הסערה אף תועדה החברה השוויונית ביותר (איור 12).

שבירה ופגיעה פיזית באלמוגים מעונפים

- באתרים המערות (CA) והנסיכה (PR), בהם רמת האכיפה נמוכה יחסית ולחץ המבקרים הוא הגבוה ביותר, נמצאו אחוזים גבוהים יותר של אלמוגים שבורים (איור 13).
- באתר קאצא"א (KA) אשר נפתח בחלקו למבקרים בשנת 2017, אחוז השבירה של אלמוגים מעונפים גבוה יותר ככל שהאזור נתון ללחץ רב יותר של מבקרים (איור 13).
- הסערה שפקדה את חופי אילת במרץ 2020 הובילה לעלייה דרמטית באחוז השבירה של אלמוגים מעונפים שעלה מכ-8% ב-2018 (לפני הסערה) לכ-60% (איור 15).

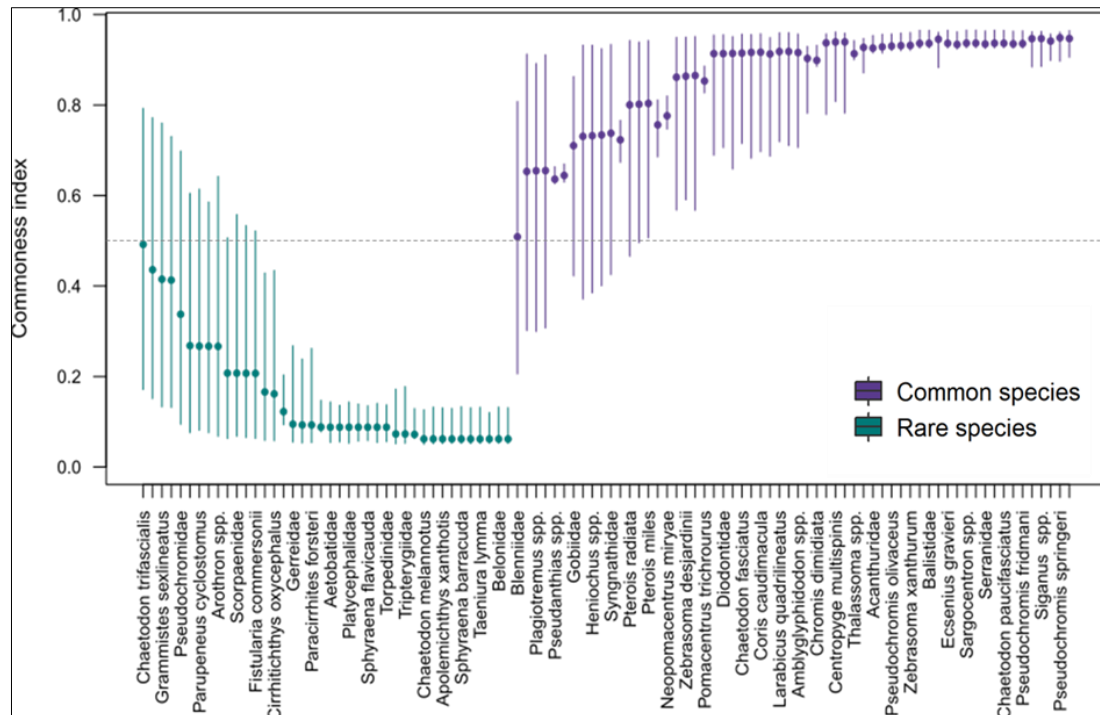
חברות הדגים

שכיחות מיני הדגים

במהלך כל סקרי הדגים של המחנות האקולוגיים תועדו יותר מ-112,000 פרטים, המשתייכים ל-295 מינים מ-52 משפחות. בשנים 2015-2017 (בהם חלק מהדגים זוהו לרמת המשפחה) תועדו 103 קבוצות טקסונומיות (מינים/משפחות). תועדו דגים השייכים למגוון גילדות תזונה (כגון טורפים, צמחונים, פלנקטובורים, דטריבורים) באורכים הנעים בין סנטימטר ועד ליותר ממטר.

על מנת להעריך מי הם המינים הנפוצים ומי הם השכיחים בקרב המינים שנצפו במהלך הסקרים, השתמשנו בממד ששקלל את השכיחות של כל מין (כלומר כמות הפרטים) ואת מספר הפעמים שמין זה הופיע, כלומר, כמות בלטי השונית בהם הוא תועד. על פי מדד שכיחות זה, מין להקתי שממנו תועדו אלפי פרטים, אך אלו נצפו רק פעם אחת במהלך הדיגום, יחשב לנדיר ואילו מין אשר ממנו נצפו מעט פרטים, אבל אלו נמצאו בכל אחד מבלטי השונית, ייחשב נפוץ. השקלול התבצע באמצעות אלגוריתם שנקרא FuzzyQ (Fuzzy Quantification of Common and Rare Species in Ecological Communities)^[39] וכל מין קיבל ערך שכיחות שנע בין 0 ל-1, כאשר 0 מייצג מין נדיר ו-1 מין נפוץ.

בין המינים הנפוצים בבלטי השונית (איור 16) ניתן למצוא את צבעון ספירנגר (*Pseudochromis springeri*), צבעון פרידמן (*Pseudochromis fridmani*), פרפרון האודם (*Chaetodon paucifasciatus*) וקרנונית אילתית (*Ecsenius gravieri*). בין מיני הדגים הנדירים ניתן למצוא פרפרון שחור גב (*Chaetodon melannotus*), קיסרון עטור (*Apolemichthys xanhotis*) ומחבטן ספירים (*Taeniura lymma*).



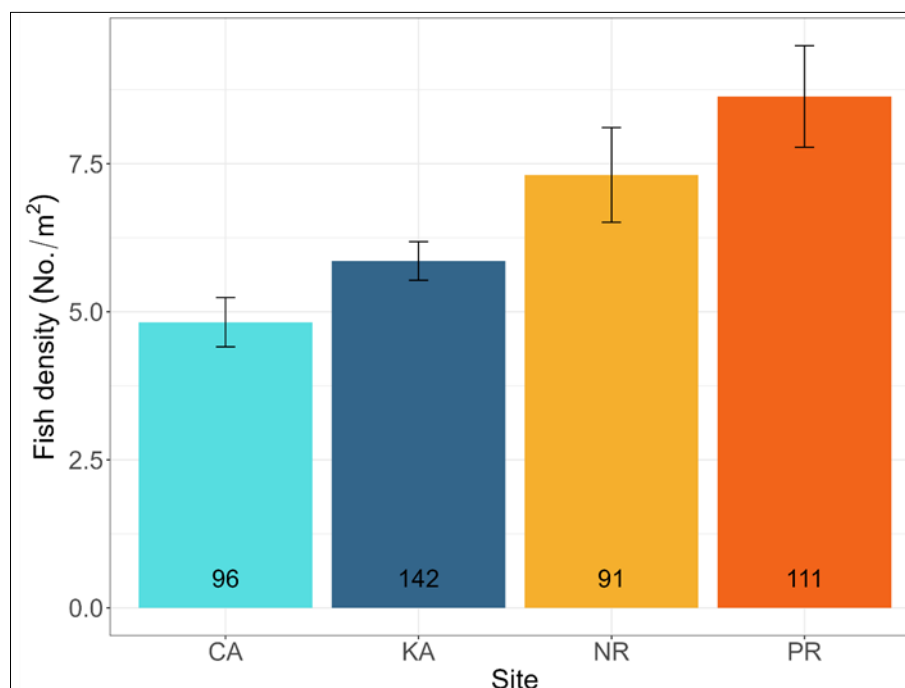
איור 16. שכיחות מיני דגים שתועדו בסקרי המחנות האקולוגיים ומייצגים את בית הגידול של בלטי השונית הרדודים. בגרף ניתן לראות את הקבוצות הטקסונומיות אשר הופיעו ברשימה של 2015 (נספח 5) ואת ערך השכיחות (commonness index)^[39] עבור כל אחד מהן. קווי השגיאה מסמלים רווח בר סמך עם רמת סמך של 95%, והקו המקווקו את ערך הסף 0.5 אשר מעליו מינים נחשבים לנפוצים.

צפיפות הדגים

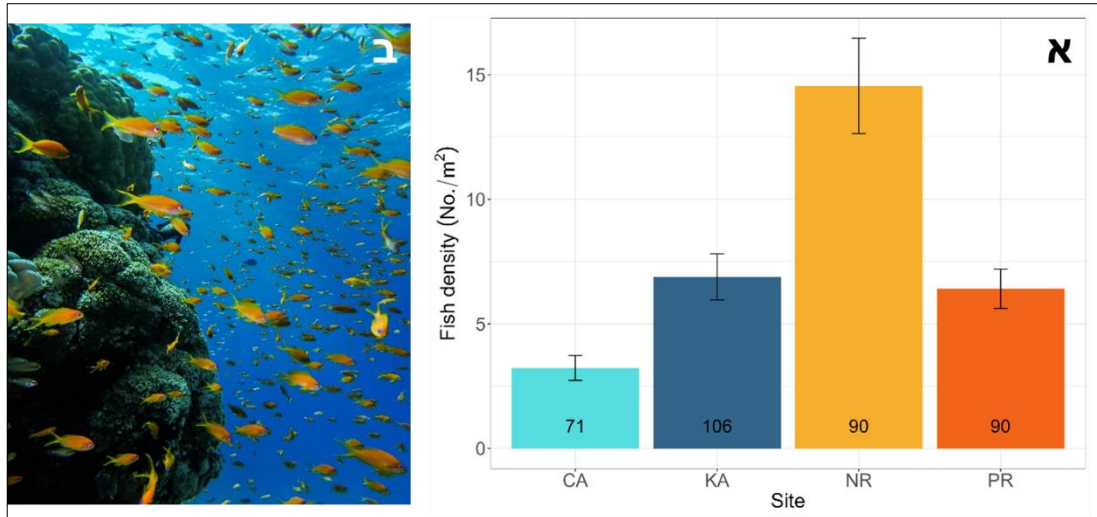
בחישוב צפיפות הדגים על בלטי השונית הוסרו פרטים של המינים הלהקתיים פזית ים-סוף (*Pseudanthias squamipinnis*), כרומית ירקרקת (*Chromis viridis*) ושוניתית מירי (*Neopomacentrus mirryae*), מאחר וכל להקה כזאת יכולה למנות מאות פרטים ועל כן נוכחותם יכולה למסך הבדלים בשכיחות הדגים של כל המינים האחרים בין האתרים. במקביל, בחנו בנפרד את שכיחותם של מינים להקתיים אלו באתרים השונים.

על מנת להבין אם הסערה הובילה לירידה בכמות הדגים, השווינו בין כמויות הפרטים הכוללות עבור כל אתר לאורך השנים. ההשפעה האפשרית של מאמץ הדיגום השונה לאורך השנים על צפיפות הדגים (פחות בלטי אלמוגים נסקרו באביב 2020; טבלה 2) בוטלה מאחר ובחנו רק בלטים שנסקרו באביב 2020 וכך בכל אתר יש מדגם שווה וזהה בכל השנים. גם במקרה זה התעלמנו מהמינים הלהקתיים. ניתן לראות כי צפיפות הדגים הקטנה ביותר נצפתה באתר המערות (CA) והגבוהה ביותר באתר הנסיכה (PR; איור 17). לגבי מינים להקתיים, ניכר כי באתר שמורת האלמוגים (NR) ישנה נוכחות גבוהה של המינים הלהקתיים, כפי שניתן לראות באיור 18.

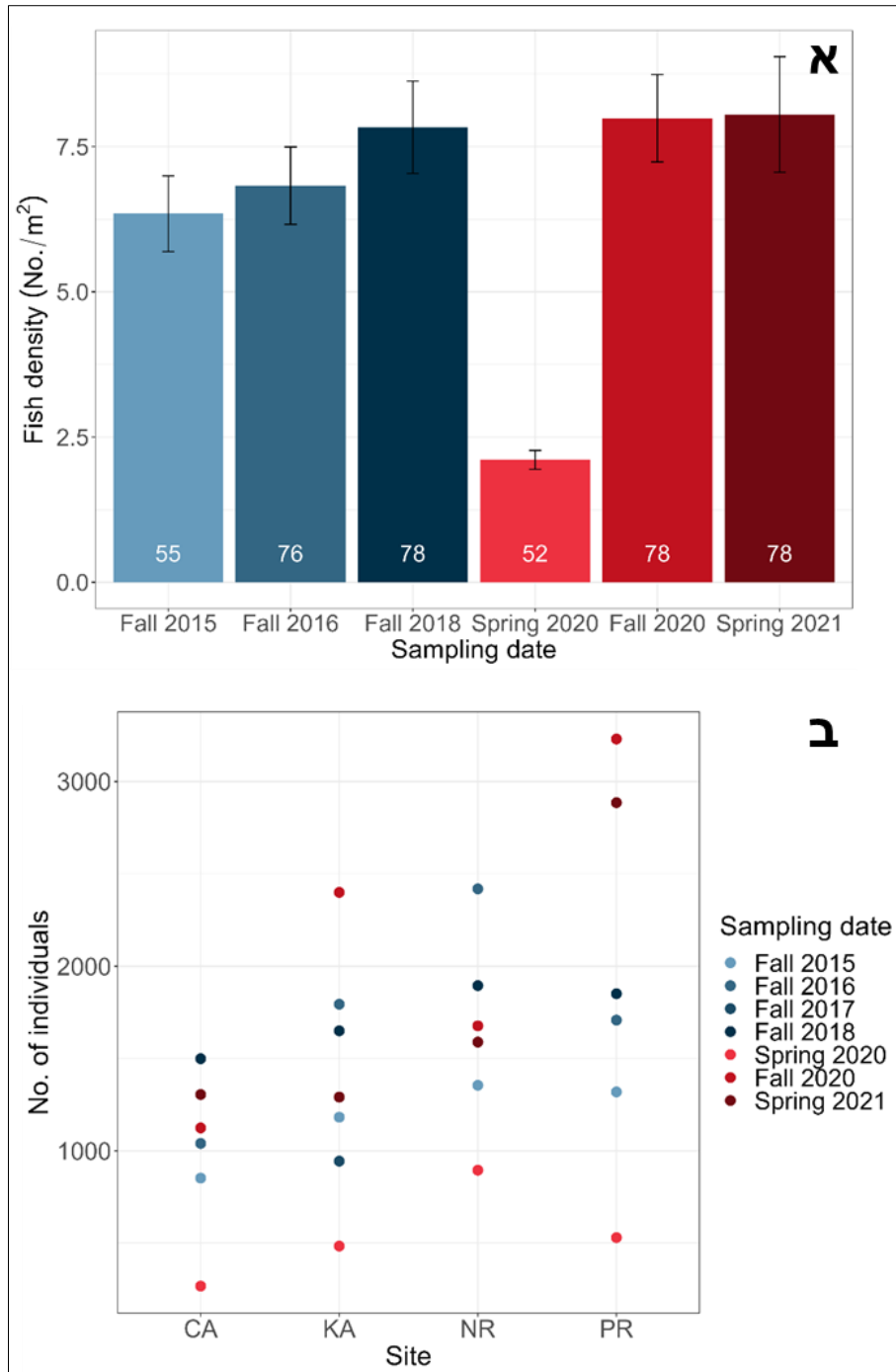
כאשר בוחנים את צפיפות הדגים בשנים השונות, ניכר כי הסערה גרמה לירידה דרמטית בצפיפות (אביב 2020; איור 19א'). גם כאשר משווים את כמות הפרטים בין השנים השונות עבור כל אתר בנפרד, ניכר כי בכל האתרים הצפיפות הנמוכה ביותר תועדה באביב 2020 (איור 19ב'). מאחר ובאביב 2021 לא נצפתה צפיפות נמוכה, סביר להניח כי הסערה היא הגורם לירידה בצפיפות ולא ההבדלים בעונת הדיגום. ניתן לראות כי בסתיו 2021 עלתה בחזרה צפיפות הדגים ובחלק מהאתרים אף נרשמה הצפיפות הגבוהה ביותר, מה שמצביע כי ההשפעה של הסערה על חברת הדגים הייתה נקודתית בזמן ולא ניכרת השפעה לתווך הארוך.



איור 17. צפיפות דגים בארבעת אתרי הדיגום ($mean \pm se$). הערכים מייצגים את הממוצעים עבור מועדי הדיגום השונים, כאשר המספרים בתחתית העמודות מייצגים את כמות בלטי השונית בכל אתר אשר עבורם חושב הממוצע. בחישוב זה לא נכללו מינים להקתיים.



איור 18. א. צפיפות דגים להקתיים בארבעת אתרי הדיגום ($mean \pm se$). הערכים מייצגים את הממוצעים עבור מועדי הדיגום השונים, כאשר המספרים בתחתית העמודות מייצגים את כמות בלטי השונית בכל אתר אשר עבורם חושב הממוצע. **ב.** להקת דגי פזית ים־סוף (*Pseudanthias squamipinnis*) שצולמה במהלך הדיגום בבלט שונית באתר המערות (CA). צילום: שחר מלמוד.



איור 19. א. צפיפות דגים במועדי הדיגום השונים ($mean \pm se$). הערכים מייצגים את הממוצעים עבור האתרים השונים, כאשר המספרים בתחתית העמודות מייצגים את כמות בלטי השונית שנדגמו בכל שנה אשר עבורם חושב הממוצע. **ב.** מספר הדגים באתרים השונים לאורך מועדי הדיגום, ללא המינים הלהקתיים. מוצגים נתונים שנאספו לאורך השנים רק מבלטי שונית שנסקרו באביב 2020.

ביומסה

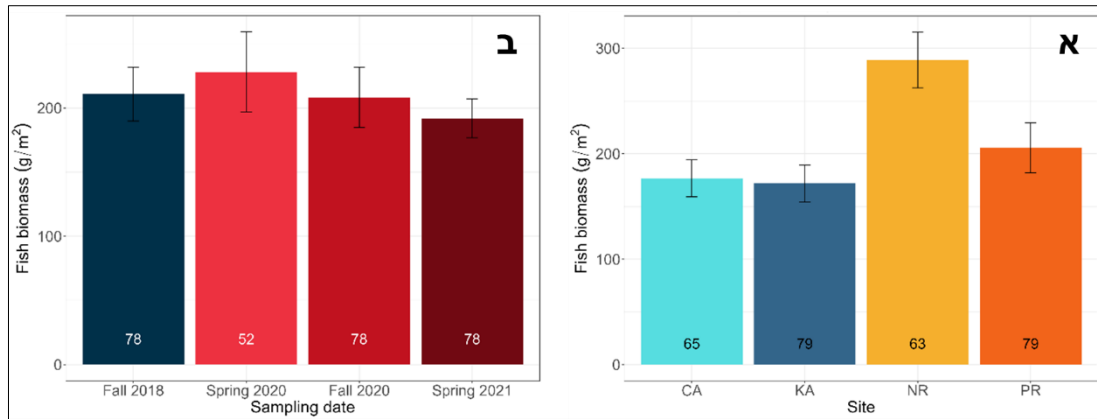
הביומסה של דג ממין i בגרמים (W_i) חושבה על פי המשוואה הבאה:

$$W_i = a_i * L^{b_i} \quad \text{משוואה 5:}$$

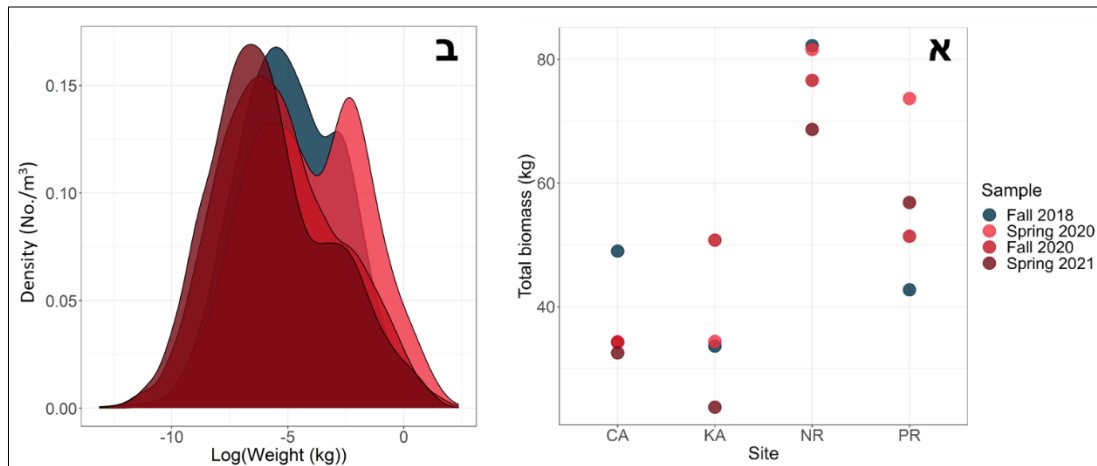
כאשר L מייצג את אורך הדג בסנטימטרים והקבועים a_i ו- b_i הם ייחודיים עבור מין i ונלקחו מתוך מאגר הנתונים באתר FishBase^[40].

השתמשנו בנתונים שנאספו החל משנת 2018 מאחר שזהו הדיגום הראשון בו הוערכו גדלי הדגים לרמת הסנטימטר ולא חולקו לקבוצות גודל (ראה שיטות). על מנת להשוות ביומסה בין האתרים או מועדי הדיגום השונים, חישבנו את הביומסה הממוצעת למטר רבוע. בנוסף, על מנת להבין אם הסערה השפיעה על ביומסת הדגים הכוללת בשונית, בחנו עבור כל אתר את הביומסה הכוללת עבור מספר קבוע של בלטי שונית (הכולל רק את הבלטים שנסקרו לאחר הסערה). כמו כן, בחנו את התפלגות המשקלים של הפרטים לאורך מועדי הדיגום על מנת להבין אם הסערה הביאה לשינוי בכמות הפרטים הגדולים או הקטנים. גם כאן התעלמנו מהמינים הלהקתיים.

ניתן לראות כי הביומסה הגבוהה ביותר נמדדה באתר שמורת האלמוגים (איור 20א'). לא ניכרים הבדלים משמעותיים בביומסה ליחידת שטח בין מועדי הדיגום ובאופן מפתיע נראה כי הביומסה אף עלתה מעט מיד לאחר הסופה, באביב 2020 (איור 20ב'). גם כאשר בוחנים את סך הביומסה בכל אתר בדיגומים השונים, עבור אותם הבלטים שנסקרו גם לפני וגם אחרי הסערה, רואים מגמה דומה המצביעה על כך שלא קיימת ירידה בביומסה מיד לאחר הסערה (איור 21א'). תוצאה זאת מפתיעה מאחר ובכל האתרים נראתה ירידה משמעותית בכמות ובצפיפות הפרטים (איור 19), אך ההסבר יכול להיות נוכחות מוגברת של פרטים גדולים. ואכן, כאשר בוחנים את התפלגויות הגדלים במועדי הדיגום השונים, נראה כי מיד לאחר הסערה (אביב 2020) היו באופן יחסי יותר פרטים גדולים (איור 21ב'). פרטים גדולים אלו הינם מינים חולפיים (transient species) אשר נעים בין בלטי השונית. יתכן כי ההרס שגרמה הסערה הוביל לעלייה בכמות המזון הזמין בגלל פגיעה במקומות מסתור ולכן יותר פרטים גדולים הגיעו לשונית הרדודה לאחר הסערה.



איור 20. ביומסת דגים ליחידת שטח ($mean \pm se$) עבור א. האתרים השונים, כאשר הערך הוא ממוצע בין הבלטים במועדי הדיגום השונים ו-ב. הדיגומים השונים, כאשר הערך הוא ממוצע בין הבלטים השונים באתרים השונים. שני הגרפים נבנו רק עבור סקרים שהתבצעו החל מסתיו 2018 ואינם כוללים מינים להקתיים.



איור 21. א. הביומסה הכוללת של דגים (ללא מינים להקתיים) בכל אתר עבור מועדי הדיגום השונים החל מסתיו 2018. הביומסה נסכמה רק עבור בלטי השונות שנסקרו גם לפני וגם אחרי הסערה. ב. התפלגות הגדלים בסקאלה לוגריתמית של הדגים עבור כל האתרים יחד בכל אחד ממועדי הדיגום, החל מסתיו 2018.

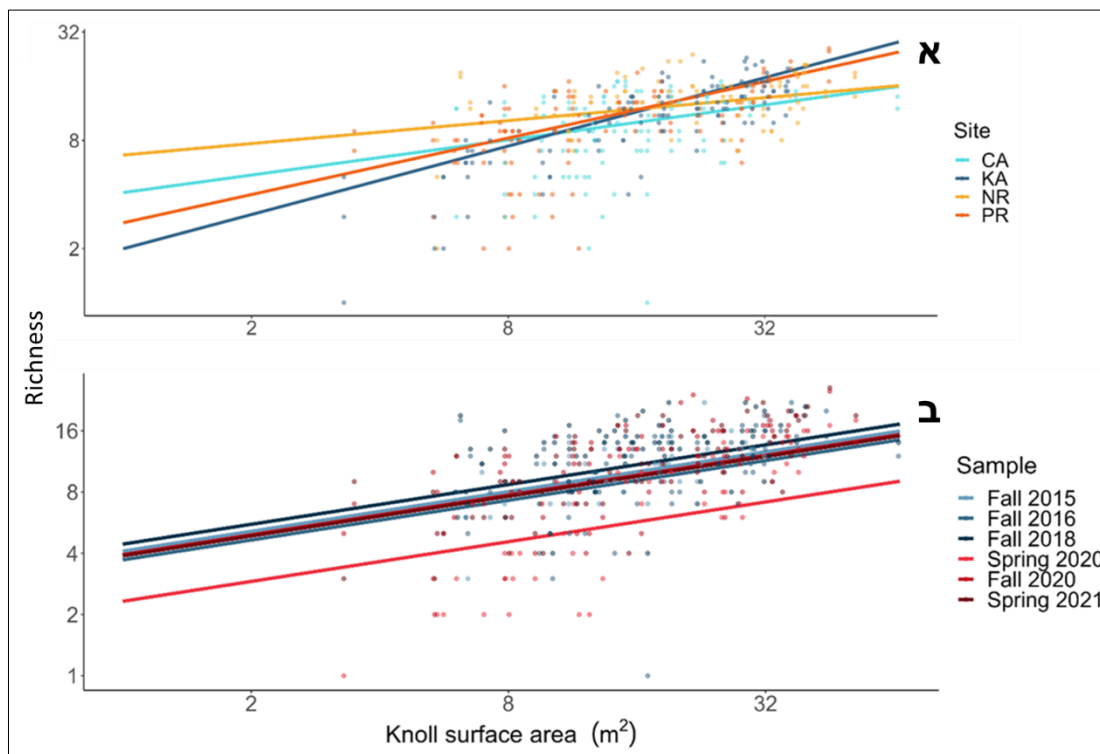
הקשר בין גודל בלטי השונות לעושר מיני הדגים

על מנת להבין את הקשר בין גודל בלטי השונות לעושר מיני הדגים המאכלסים אותם, עבור האתרים או מועדי הדיגום השונים, השתמשנו במודל לינארי. המודל בחן מינים דיירים בלבד, ללא מינים חולפים, אשר עבורם הקשר בין עושר המינים לגודל הבלטים (שמיוצג על ידי שטח הפנים שלהם; ראה S במשוואה 1) הוא רלוונטי יותר. המודל בחן את הקשר בין שטח הפנים של כל בלט, באינטראקציה עם אתרי הדיגום השונים, לעושר מיני הדגים. בנוסף, נכללו במודל המשתנים המסבירים - שנת הדיגום והעומק המקסימלי של הבלט. אחוז הכיסוי של אלמוגים בוני שונית ואחוז

הכיסוי של אצות נבחנו גם הם, אך לא נכללו במודל הסופי מאחר שלא שיפרו את ביצועי המודל (על פי ציון ה-AIC)^[36].

ניתן לראות כי באתרים קצא"א (KA) והנסיכה (PR) עושר המינים עולה בצורה חדה יותר ביחס לגודל הבלט ובאתרים אלו נצפה עושר המינים הגבוה ביותר עבור בלטים גדולים (איור 22א'). בשמורת האלמוגים (NR), בדומה לדגם שנצפה עבור אלמוגים בוני שונית (איור 10), נראה כי שטח קטן תומך בעושר מינים גבוה. יתכן כי נוכחותה של שונית חוגרת בסמוך לבלטי השונית באתר שמורת האלמוגים (NR) משפיעה לחיוב על עושר המינים בבלטים הקטנים.

כאשר בוחנים את הקשר בין עושר מינים לגודל הבלט עבור מועדי הדיגום השונים (איור 22ב'), ניתן לראות כי באביב 2020 (הדיגום הסמוך לסערה) נצפתה ירידה בעושר המינים כתלות בשטח הפנים, כלומר, כל בלט תמך בפחות מינים. לעומת זאת, לא נראה כי הייתה השפעה לטווח הארוך ועושר המינים החזוי בדיגום סתיו 2020 ואביב 2021 לא שונה מזה שנצפה לפני הסערה.



איור 22. הקשר בין שטח הפנים של בלטי השונית לעושר המינים של דגים דיירים (reef associated) עבור **א.** אתרי הדיגום השונים ו-**ב.** מועדי הדיגום השונים. הקווים מראים את הדגם החזוי מתוך המודל והנקודות מראות את עושר המינים כפי שנסקר בשטח. כל נקודה מייצגת בלט שונית.

עושר ומגוון מיני הדגים

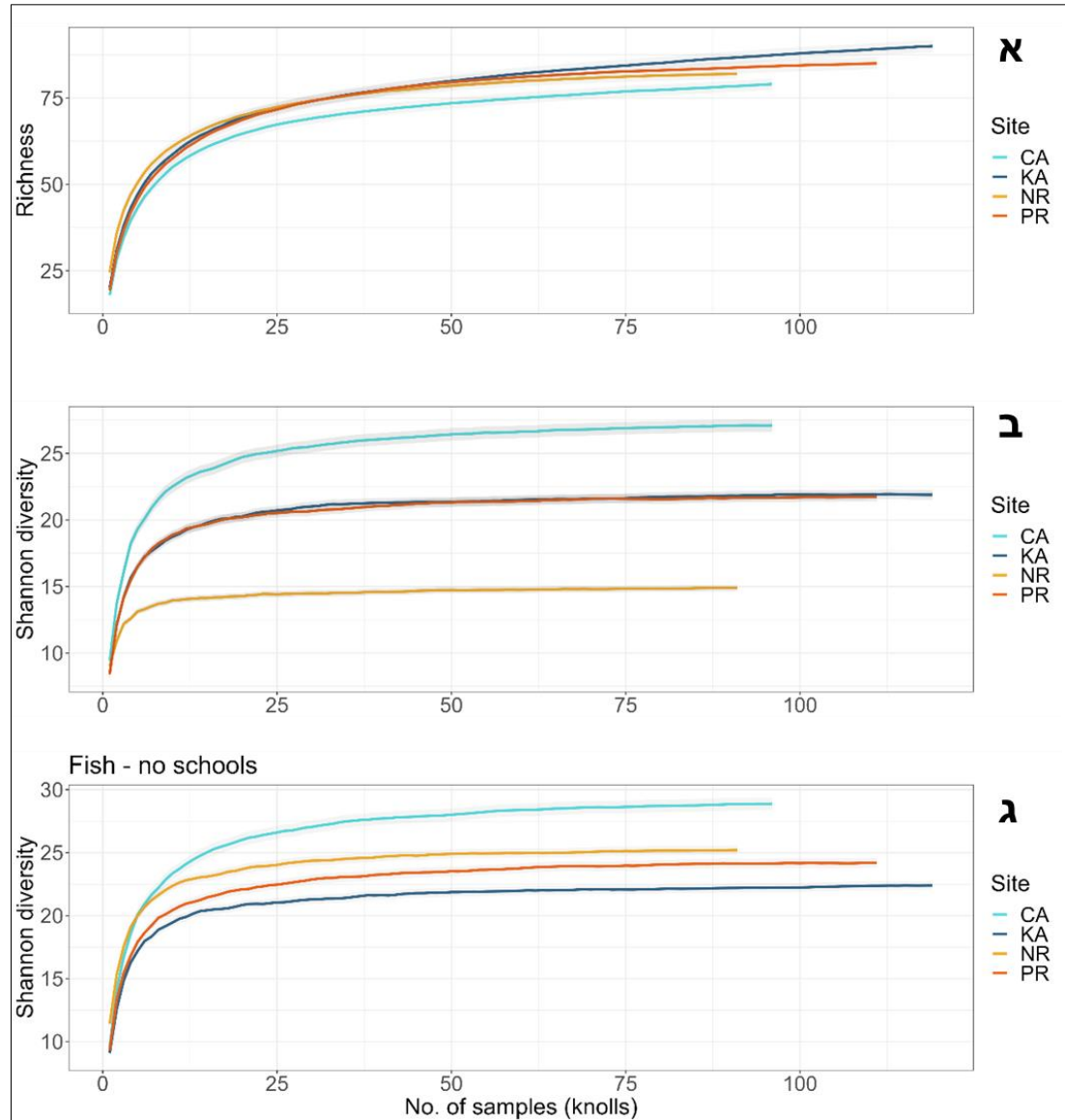
על מנת להעריך את עושר המינים הכולל של חברת הדגים באתרים השונים ולאורך מועדי הדיגום, השתמשנו בעקומות רפרקציה אשר מייצגות את עושר המינים כתלות במאמץ הדיגום (מספר הבלטים שנדגמו). בדומה לאלמוגים, גם כאן יצרנו עקומות רפרקציה אשר מייצגות את התלות של עושר מיני הדגים ומגוון המינים (על פי מדד שנון) במספר בלטי השונית שנדגמו (משוואה 4). כאשר בוחנים מדדים של מגוון עבור חברות הדגים, יש צורך להתייחס להשפעתם של מינים להקתיים. מינים אלה נפוצים בשוניות האלמוגים באילת ומונים מספר רב של פרטים, לעיתים יותר ממאות פרטים בלהקה (איור 18). נוכחותן של להקות גדולות בבלטים מסוימים, שגם מינים מאוד נפוצים לא משתווים אליהם בכמויות, מובילה לשוויוניות (evenness) נמוכה, דבר שמשפיע באופן שלילי על מדד המגוון על פי שנון. על כן, נוצר מצג של מגוון נמוך באותם בלטים ועל מנת להימנע מהשפעה זאת, בחנו את מגוון המינים על פי מדד שנון גם ללא המינים הלהקתיים הנפוצים בבלטי השונית.

עושר מיני הדגים הנמוך ביותר נמדד באתר המערות (CA). העושר הגבוה ביותר נמדד באתר קצא"א (KA), אך בפער נמוך מהאתרים שמורת האלמוגים (NR) והנסיכה (PR; איור 23א'). מבחינת מגוון מינים, נראה כי בדומה לדגם שהתקבל עבור אלמוגים, אתר המערות (CA) הוא המגוון ביותר ואילו המגוון הנמוך ביותר נמדד בשמורת האלמוגים (NR; איור 23ב'). אולם, נראה כי המגוון הנמוך בשמורת האלמוגים (NR) נובע מנוכחות גבוהה במיוחד של מינים להקתיים באתר זה (איור 18א'). כאשר בוחנים את מגוון המינים האפקטיבי ללא מינים אלו (איור 23ג'), נראה כי המגוון בשמורת האלמוגים (NR) גבוה ועולה על זה שנמדד באתרים קצא"א (KA) והנסיכה (PR).

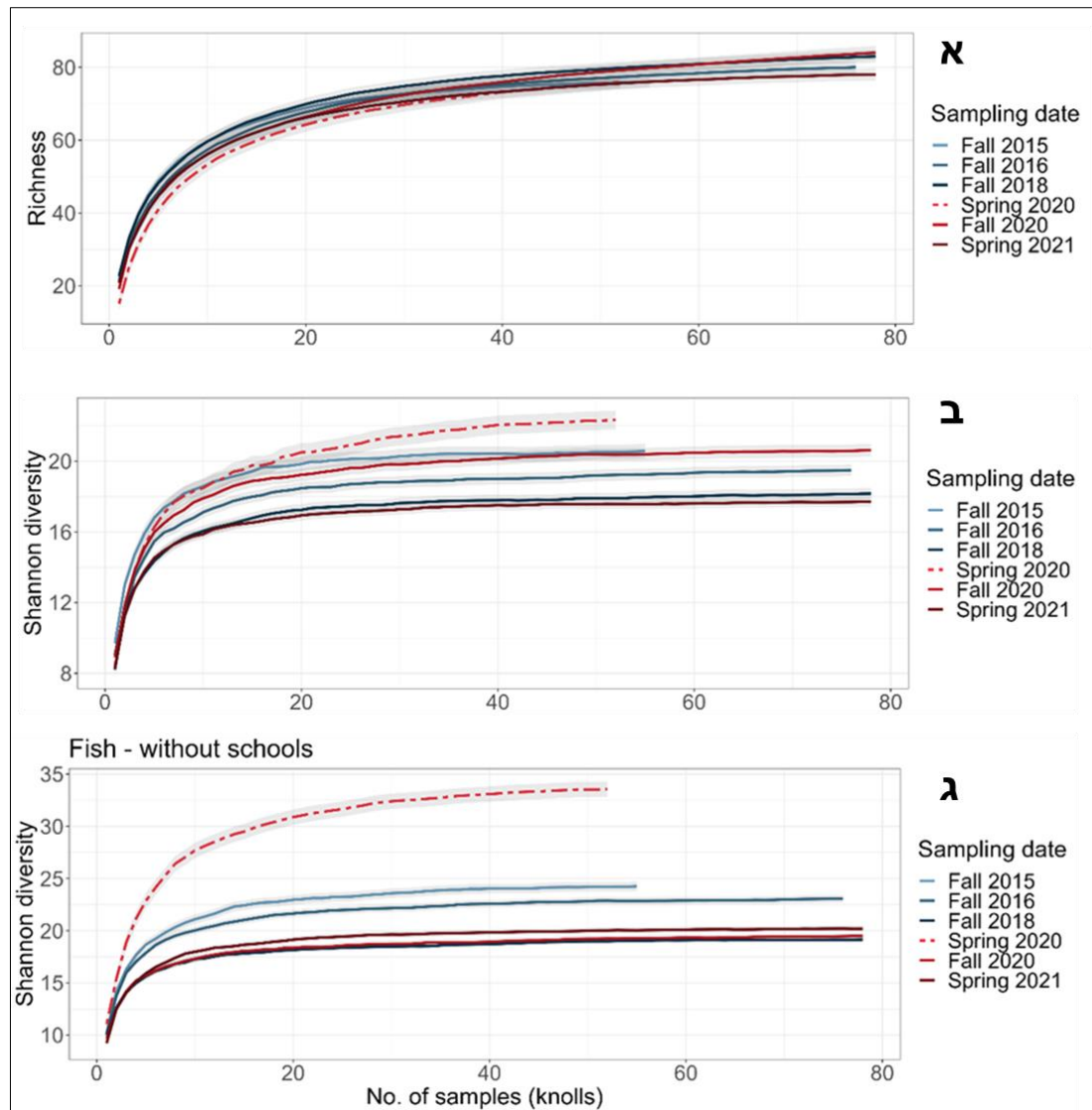
השוואה של עושר מיני הדגים בין מועדי הדיגום השונים מראה כי אין הבדלים ניכרים בין מועדי הדיגום וכי הסערה לא הובילה לירידה בעושר המינים (איור 24א'). לעומת זאת, כאשר בוחנים את מגוון המינים על פי מדד שנון, נראה כי הסערה הובילה לשוויוניות גבוהה יותר בחברה (איור 24ב'). כאשר בוחנים את מגוון המינים האפקטיבי ללא מינים להקתיים, מגמה זאת מתחזקת והפער בין הדיגום הסמוך לסערה לשאר הסקרים גדל (איור 24ג'). יחד עם זאת, נראה כי הייתה חזרה מהירה של החברה למצבה הקודם וכי החברות בסתיו 2020 ואביב 2021 דומות מבחינת עושר מינים ושוויוניות לחברות לפני הסערה.

בנוסף לעקומות רפרקציה אלו, אשר התבססו על רשימת הקבוצות הטקסונומיות המצומצמת של דיגום 2015, יצרנו עקומות עבור רשימת המינים המלאה מהדיגום של 2018 ואילך (נספח 7). גם בעקומות אלו נצפה עושר מינים נמוך יותר באתר המערות (CA) ועושר מינים גבוה ודומה עבור האתרים האחרים. כאשר בחנו את ההבדלים בין השנים, ניכר כי דיגומי האביב היו פחות עשירים מדיגומי הסתיו וכי בדיגום האביב, בסמוך לסערה, היה עושר המינים הנמוך ביותר, אך מאחר ועושר

המינים בדיגום סתיו 2021 (דיגום הסתיו הראשון לאחר הסערה) לא נבדל מעושר המינים ב-2018
 אנו מסיקים כי לא חלה השפעה ארוכת טווח של הסערה על עושר המינים.



איור 23. עקומות ררפרקציה (sample-based rarefaction) של ארבעת אתרי הדיגום אשר מייצגות את הקשר בין מספר בלטי השונית שנדגמו ל-א. עושר מיני הדגים, ב. מגוון מיני הדגים על פי מדד שנון ו-ג. מגוון מיני הדגים על פי מדד שנון ללא המינים הלהקתיים. השטחים האפורים מייצגים מעטפת רווח בר-סמך (CI) של 95% עבור העקומות.



איור 24. עקומות ררפקציה (sample-based rarefaction) של מועדי הדיגום השונים אשר מייצגות את הקשר בין מספר בלטי השונית שנדגמו ל-א. עושר מיני הדגים, ב. מגוון המינים על פי מדד שנון ו-ג. מגוון המינים על פי מדד שנון ללא המינים הלהקתיים. השטחים האפורים מייצגים מעטפת רווח בר-סמך (CI) של 95% עבור העקומות.

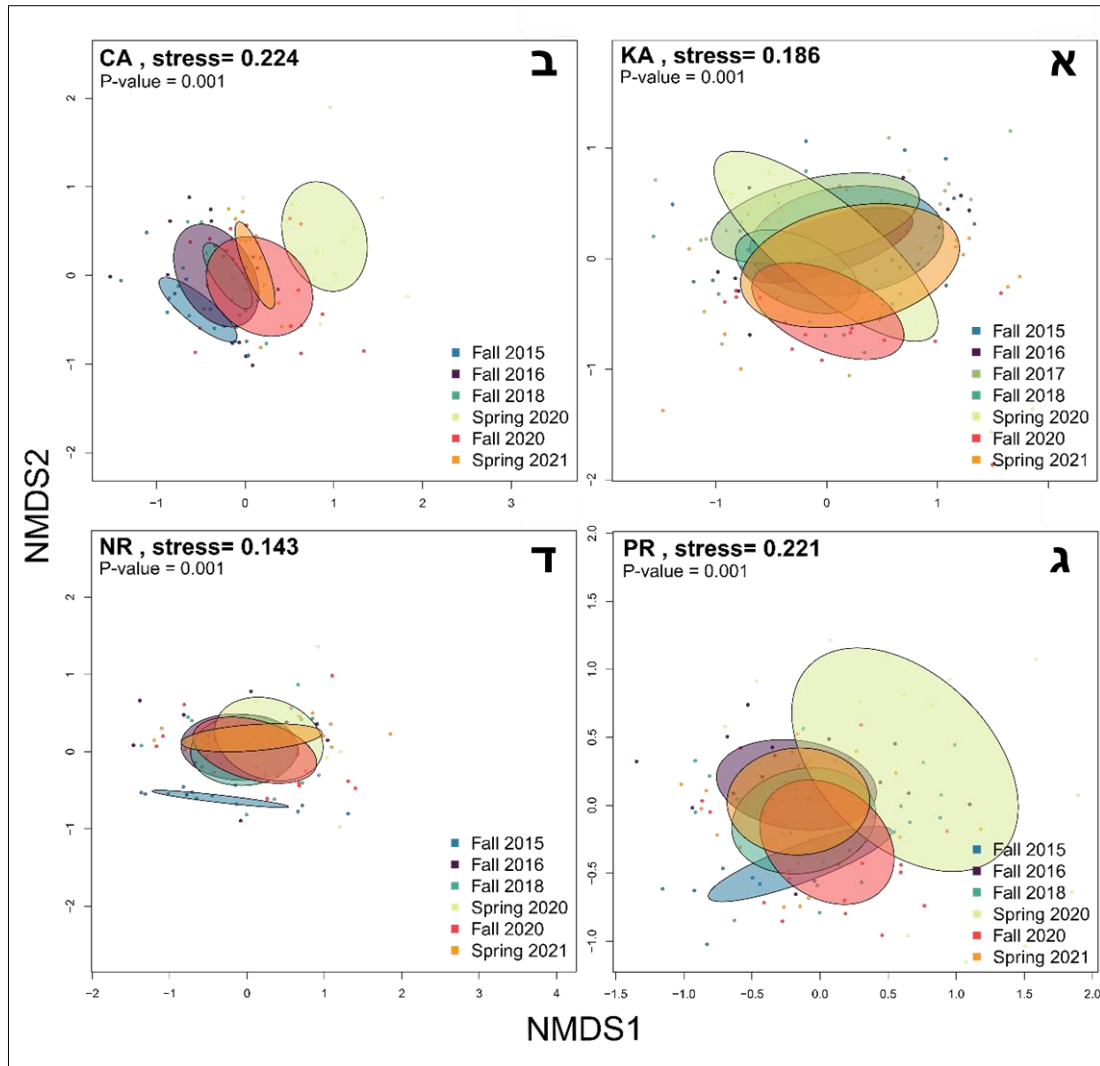
מבנה חברות הדגים

על מנת להבין אם מבנה חברות הדגים שונה בין מועדי הדיגום ובין ארבעת האתרים השונים, ביצענו אורדינציה א־פרמטרית מסוג nMDS (non-parametric multidimensional scaling) המסוגלת להמחיש תוצאות של מדדי דמיון רבי־מימדים^[41]. אנליזה זאת משתמשת במדד אי־הדמיון של Bray-Curtis על מנת להראות את פיזור הנתונים בדו־מימד^[42]. ככל שאתרים\מועדי דיגום דומים יותר אחד לשני, מבחינת הרכב החברות, הם יופיעו בצורה מקובצת יותר ב-nMDS וככל שהם שונים יותר הם יופיעו מפוזרים יותר. על מנת להעריך אם ההמחשה מייצגת את השונות הרב־ממדית בצורה טובה על פני מישור, מחושב ערך stress. ככל שערך זה קטן יותר, כך ההמחשה על פני המישור מייצגת

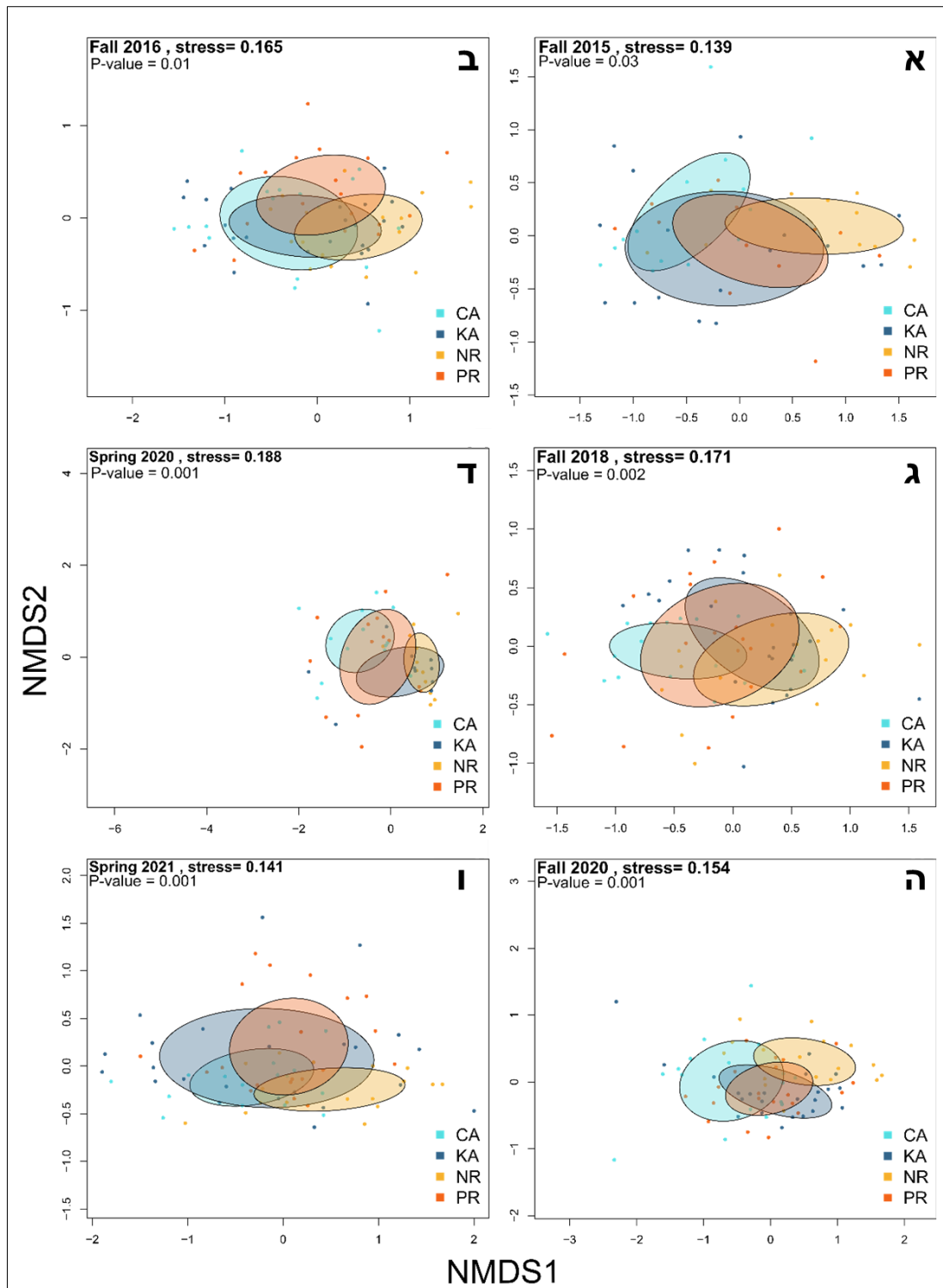
טוב יותר את המרחקים ברב-מימד. את האנליזה ביצענו עבור המינים הדיירים בלבד וללא טרנספורמציה של הנתונים, אבל מגמות דומות התקבלו גם כאשר בחנו את כל חברת הדגים, כאשר הורדנו את הדגים הלהקתיים או השתמשנו בטרנספורמציות נתונים שונות אשר מעניקות משקל קטן יותר למינים נדירים. בנוסף, ביצענו מבחן סטטיסטי מסוג ADONIS אשר בודק אם חוסר הדמיון בין החברות במרחב או בזמן מובהק סטטיסטית^[43].

כאשר בוחנים את ההבדלים בין מועדי הדיגום באתרים השונים (איור 25), ניתן לראות כי באתרים קצא"א (KA) ושמורת האלמוגים (NR; למעט ב-2015) יש חפיפה גבוהה בין מרבית מועדי הדיגום וכי הרכב החברה באביב 2020 (הדיגום שלאחר הסערה) דומה להרכב החברה במועדי הדיגום האחרים. בנוסף, לא נראה כי לפתיחתו של אתר קצא"א (KA) לציבור הייתה השפעה על מבנה חברת הדגים. לעומת זאת, באתרים הנסיכה (PR) והמערות (CA) קיימת הפרדה ברורה בין הדיגום שאחרי הסערה (אביב 2020) למועדי הדיגום האחרים, דבר שיכול להעיד על כך שהרכב החברה באתרים אלו הושפע מהסערה. ניתן גם לראות כי באתרים אלו הרכב החברה באביב 2021 אינו דומה לזה של אביב 2020, אלא דומה יותר להרכבי החברה שבמועדי הדיגום האחרים שהתרחשו בסתיו. על כן, נראה שלעונתיות השפעה קטנה יותר על מבנה החברה מאשר לסערה שפקדה את אילת במרץ 2020 (איור 25' ו-ג'). באתר המערות (CA) ניתן לראות כי יש הפרדה בין מועדי הדיגום, דבר שמעיד על יציבות נמוכה יותר של חברת הדגים באתר זה לאורך השנים (איור 25'ב').

כאשר בוחנים את הרכב החברה בין ארבעת האתרים במועדי הדיגום השונים, נראה כי יש חפיפה גבוהה בין האתרים (איור 26) אך החפיפה בין אתר שמורת האלמוגים (NR) לאתר המערות (CA) היא הנמוכה ביותר (איור 26' ו-ה'). הדבר מעיד על רמת דמיון נמוכה יחסית, מבחינת הרכב חברת הדגים, בין אתרים אלה.



איור 25. אורדינציית nMDS המציגה את המרחקים בין חברות הדיגים הדיירים (*reef associated*) בשנות הדיגום השונות (בהתבסס על מדד אי הדמיון של Bray-Curtis) עבור **א.** אתר קצא"א (KA), **ב.** אתר המערות (CA), **ג.** אתר הנסיכה (PR) ו-**ד.** אתר שמורת האלמוגים (NR). כל נקודה מייצגת בלט שונית כאשר הצבעים השונים מייצגים את מועדי הדיגום והאליפסות מייצגות את מרכז הנתונים וסטיית התקן ($\text{centroid} \pm \text{SD}$) עבור כל מועד. ערכי ה-*p*-value מייצגים את מידת המובהקות הסטטיסטית בין עונות הדיגום השונות כפי שחושב במבחן ADONIS.



איור 26. אורדינציה nMDS המציגה את המרחקים בין חברות הדגים היירים (*reef associated*) באתרים השונים (בהתבסס על מדד אי הדמיון של Bray-Curtis) עבור כל אחד ממועדי הדיגום (א'-ו'). כל נקודה מייצגת בלט שונית כאשר הצבעים השונים מייצגים את ארבעת אתרי הדיגום והאליפסות מייצגות את מרכז הנתונים וסטיית התקן ($\text{centroid} \pm \text{SD}$) עבור כל אתר. ערכי ה- p -value מייצגים את מידת המובהקות הסטטיסטית בין אתרי הדיגום השונים כפי שחושב במבחן ADONIS.

השפעת הסערה על מבנה חברות הדגים כתלות במאפייני בלטי השונית

במטרה להבין אם הסערה השפיעה על חברות הדגים בכל בלטי השונית בצורה זזה או שונה ולהבין אילו מאפיינים הופכים בלט שונית לפגיע יותר להשפעות הסערה, יצרנו מודלים ליניאריים אשר לוקחים בחשבון מדדים סביבתיים המאפיינים את בלטי השונית. המשתנה המוסבר במודלים אלו היה ההבדל בחברת הדגים בין שנת 2018 (לפני הסערה) לאביב 2020 (כשלושה חודשים לאחר הסערה), כפי שחושב בממד אי-הדמיון של Bray-Curtis. המשתנים המסבירים שנבחנו היו: (1) אתר הדיגום, (2) שטח הפנים של הבלט (S ; לאחר טרנספורמצית לוג), (3) מורכבות הבלט (\bar{R}), (4) עומק הקרקעית של הבלט (d_{min} ; לאחר טרנספורמצית לוג), (5) אחוז כיסוי האלמוגים אחרי הסערה ו- (6) אחוז האלמוגים המעונפים השבורים לאחר הסערה. הנחנו שהבדלים במבנה חברות הדגים בבלטים השונים כתוצאה מהסערה יכולים להיגרם, בין היתר, מ: (1) השוני בין ארבעת האתרים מבחינת מידת החשיפה של הבלטים למפץ הגלים, (2) עומק הבלטים ו- (3) אחוזי השבירה של אלמוגים בבלטים שמהווים מדד לגבי מידת הנזק המכני. בחנו את כל שילובי המשתנים האפשריים, כמו גם את האינטרקציות מסדר שני בין המשתנים, ודירגנו את המודלים על פי ציון ה-AICc שחושב. מצאנו 6 מודלים מיטביים ($\Delta AICc < 2$), כאשר האתר היה המשתנה החשוב ביותר בכלם (את סיכום המודלים ניתן למצוא בנספח 8). באתרים הנסיכה (PR) והמערות (CA) נמצא אי-הדמיון הגדול ביותר בחברת הדגים בבלטים לפני ואחרי הסערה, דבר המעיד על כך שאתרים אלו הושפעו יותר מהסערה מאשר האתרים האחרים. משתנה נוסף אשר הופיע במרבית המודלים המיטביים היה עומק הבלט, ואכן אי-הדמיון בבלטים רדודים היה גבוה יותר, דבר המעיד כי הם הושפעו יותר מהסערה. עוד נמצא כי ירידה באחוז הכיסוי ושבירה של מושבות אלמוגים תרמו גם הם לאי-הדמיון בין חברות הדגים.

חברות הדגים – עיקר הממצאים

- במהלך סקרי המחנה האקולוגי תועדו 295 מיני דגים אשר שייכים ל-52 משפחות שונות.
- הדגים הנפוצים ביותר, כאשר משקללים את מספר הפרטים ומספר הבלטים שבהם הם הופיעו (איור 16), הם סיכנים (*Siganus spp.*), צבעוניים (*Pseudochromis fridmani*) ו- (*Pseudochromis springeri*) ובתרניים (*Acanthuridae*).
- מיני דגי השונית הלהקתיים היו הכי נפוצים באתר שמורת האלמוגים (NR; איור 18א').

צפיפות הדגים

- צפיפות הדגים הנמוכה ביותר נמצאה באתר המערות (CA) והגבוהה ביותר באתר הנסיכה (PR; איור 17).
- לאחר הסערה, באביב 2020, נצפתה ירידה דרסטית במספר הדגים בכל האתרים (איור 19). לעומת זאת, לא ניכרת השפעה לטווח הארוך ומספר הדגים שנצפה כבר בסתיו 2020 ובאביב 2021 חזר להיות דומה לזה שלפני הסערה ואפילו היה הגבוה ביותר באתר הנסיכה (PR).

ביומסה

- באתר שמורת האלמוגים (NR) הביומסה של הדגים היתה הגבוהה ביותר (איור 20).
- לא נצפתה ירידה בביומסה לאחר הסערה ונראה כי היא נשמרה יציבה בשל נוכחות מוגברת של פרטים גדולים חולפים (transients; איור 21).

תלות עושר המינים בגודל בלטי השונית

- בשמורת האלמוגים (NR), בלטים בעלי שטח פנים קטן (>18 מ"ר) תומכים בעושר מיני דגים דיירים (reef associated) גבוה ביחס לשלושת האתרים האחרים (איור 22).
- בסקאלה מרחבית של בלט שונית, זמן קצר לאחר הסערה, באביב 2020, נמצא עושר מיני דגים נמוך יותר בכלל אתרי הדיגום (איור 22). התאוששות מהירה נראתה כבר בסתיו 2020 ולא נמצאה השפעה ארוכת טווח של הסערה.

עושר ומגוון מינים – שינויים במרחב ובזמן

- על פני סקאלות מרחביות משתנות, עושר מיני הדגים דומה בכל ארבעת אתרי הדיגום, כאשר עושר נמוך במעט נמדד באתר חוף המערות (CA; איור 23).
- מיד לאחר הסערה, עלתה השוויוניות של חברת הדגים (איור 24). יתכן כי עליה זו נובעת מהירידה בכמות הפרטים של המינים הדומיננטיים.

הרכב חברות הדגים

- באתרים שמורת האלמוגים (NR) וקצא"א (KA) לא נמצאו הבדלים בהרכב חברת הדגים לאורך השנים. באתר המערות (CA) קיימת השונות הגבוהה ביותר בהרכב החברה בין השנים השונות (איור 25).
- באתרים הנסיכה (PR) והמערות (CA) חל שינוי בהרכב חברות הדגים לאחר הסערה (אביב 2020; איור 25), אך הרכב החברות חזר להיות דומה לזה שהיה לפני הסערה כבר בסתיו 2020.
- באופן כללי, ישנה חפיפה גבוהה במבנה חברות הדגים בין האתרים השונים (איור 26). חפיפה מועטה יחסית קיימת בין אתר המערות (CA) ואתר שמורת האלמוגים (NR).
- נמצא כי הסערה השפיעה באופן שונה על הרכב חברות הדגים באתרים השונים, וכי האתרים הנסיכה (PR) והמערות (CA) נפגעו יותר. בנוסף, נמצא כי בלטי שונית רדודים נפגעו יותר מהסערה (נספח 8).

בלטי השונית הרדודים באילת תומכים במגוון רב של מיני אורגניזמים הכוללים, בין היתר, 295 מיני דגים ו-56 סוגי אלמוגים, רובם אלמוגי אבן בוני שונית. עושר מינים גבוה של דגי שונית נמצא באתרים קצא"א (KA), הנסיכה (PR) ושמורת האלמוגים (NR). באתר שמורת האלמוגים (NR) נצפה גם עושר מיני האלמוגים הגבוה ביותר ואילו בנסיכה (PR) אחוז הכיסוי הגבוה ביותר של אלמוגים בוני שונית. לעומתם, נראה כי אתר המערות (CA), בו יש עומס מבקרים גבוה ומידת פיקוח נמוכה יחסית, תומך במספר נמוך יותר של דגים וחברת הדגים בו פחות עשירה אך בעלת שוויוניות גבוהה. דגמים דומים נצפו באתר זה גם עבור חברת האלמוגים בוני השונית. בנוסף, אחוזי השבירה הגבוהים ביותר של אלמוגים מעונפים נרשמו באתר זה. מחקרים נוספים מצאו כי פגיעה בתשתית השונית הובילה לחברות דגים בעלות שכיחות ועושר מינים נמוכים, יחד עם שוויוניות גבוהה^[לדוגמה 44]. ממצאים אלה מרמזים על כך שאתר המערות (CA), בגלל עומס המבקרים הגבוה שבו ומידת הפיקוח הנמוכה יחסית, הינו במצב האקולוגי הירוד ביותר מבין האתרים שנדגמו. כמו כן, ישנו קשר בין השוויוניות של החברה למידת הדומיננטיות של מינים נפוצים ויתכן כי השוויוניות הגבוהה גם בדגים וגם באלמוגים היא תוצאה של דומיננטיות נמוכה יחסית של מינים שלרוב הם נפוצים מאוד^[45].

בחינת הקשר בין עושר המינים ושטח הפנים של בלטי השונית הראתה כי באתר שמורת האלמוגים (NR) בלטי שונית קטנים תומכים בעושר מינים גבוה ביחס לאתרים האחרים. אנו מציעים כמה הסברים אפשריים לתופעה. ראשית, דגם דומה של עושר גבוה בבלטי שונית קטנים נמצא גם עבור חברת האלמוגים באתר זה. על כן, יתכן שעושר המינים הגבוה של הדגים נובע מעושר סוגי האלמוגים הגבוה בבלטים אלו. בנוסף, באתר זה קיימת שונית חוגרת מפותחת שנמצאת בקרבה לבלטי השונית שנסקרו והיא מאסיבית בהרבה מבלטי השונית. יתכן כי השונית החוגרת יכולה להוות מקור משמעותי לזליגה של מינים דיירים ושל שלבים צעירים שנפוצים ממנה אל בלטי השונית. הסבר אפשרי נוסף יכול להיות קשור בהבדלים במידת הפיקוח ועומס המבקרים בין האתרים השונים. יתכן כי בלטי שונית קטנים רגישים יותר להפרעות הנובעות מנוכחות מוגברת של צוללים ומשנורקלים כמו הרחפה של סדימנט מהקרקהית.

לא נראה כי פתיחתו של אתר קצא"א (KA) לציבור בשנת 2017 הביאה לשינויים באחוז הכיסוי של אלמוגים (איור 9), וכן נראה כי הרכב חברת הדגים נשאר יציב בין שנות הדיגום השונות (איור 25). בנספח 9 ניתן למצוא את צפיפות ועושר מיני הדגים עבור כל שנות הדיגום באתר זה. על אף שבשנת 2017 נמצא עושר מינים נמוך במעט משאר השנים, לא נראה כי פתיחת האתר הובילה לירידה משמעותית וקבועה בעושר מיני הדגים או בכמות הדגים באתר. חשוב לציין כי באתר זה קיימים מבנים מלאכותיים (עמודי מזח) ייחודיים לאתר זה, אשר מהווים מוקד משיכה למשנורקלים וצוללים. עמודים אלו לא נסקרו במהלך המחנה האקולוגי ויתכן כי שינויים באתר בעקבות פתיחתו לציבור יבואו

יותר לידי ביטוי בבית גידול זה. הבחנה בין שלושה אזורים בתוך אתר קצא"א (KA) הנתונים ללחצי מבקרים שונים מרמזת על קשר בין לחץ המבקרים לאחוזי השבירה של אלמוגים מעונפים בבלטים. על אף שבאזור הנגיש ביותר לציבור נמצא אחוז האלמוגים השבורים הגבוה ביותר [בהשוואה לאזורים האחרים בתוך אתר קצא"א (KA)], עדיין אחוז האלמוגים השבורים הממוצע באתר היה נמוך ביחס לאתרים האחרים ועמד על 4% בלבד.

במרץ 2020 התרחשה באילת סופה חריגה בעוצמתה (10 בסולם בופורט). בדיגום שנערך באביב 2020, בשלושה חודשים לאחר הסערה, נרשמה ירידה חדה במספר הדגים ועלייה בשוויוניות חברות הדגים בכל האתרים. לעומת זאת, לא נמצאה ירידה בעושר המינים או בביומסה. בנוסף מצאנו כי על אף שהאתרים קרובים גאוגרפית אחד לשני ומייצגים בתי גידול דומים, הסערה השפיעה עליהם באופן שונה. בלטי שונית באתרים הנסיכה (PR) והמערות (CA) הושפעו בצורה חמורה יותר מהסערה (אי-הדמיון בין חברות הדגים לפני ואחרי הסערה עלה; איור 25, נספח 8) בעוד שבאתרים קצא"א (KA) ושמורת האלמוגים (NR) לא נמצאו הבדלים בהרכב חברות הדגים. באתר הנסיכה (PR) תועדה גם ירידה מובהקת באחוז הכיסוי של האלמוגים לאחר הסערה (איור 9). חשוב לציין כי על אף שלא תועדה ירידה חדה בכיסוי האלמוגים ברוב האתרים, מתוך מדגם של 78 בלטים, ארבעה בלטים שלמים נעלמו כליל [אחד בשמורת האלמוגים (NR) ושלושה בנסיכה (PR)] ונרשמה עלייה חדה במספר המושבות השבורות (ממוצע של כ-7% לממוצע של כ-60%; איור 15). נראה כי עושר ומגוון סוגי האלמוגים היו גבוהים במעט אחרי הסערה (איור 12), אך ייתכן שתוצאה זו נובעת מכך ששבירתם של אלמוגים מעונפים רבים על הבלטים (איור 15) הביאה לחשיפתם של אלמוגים פחות דומיננטיים שבדרך כלל מוסתרים על ידי האלמוגים המעונפים.

ההבדלים בהשפעת הסערה על האתרים השונים יכולים לנבוע מהבדלים גאומורפולוגיים בין האתרים, כגון שיפוע המדרון וזווית החוף, הבדלים בעומק הבלטים ובגודלם או הבדלים שנובעים כתוצאה מפיתוח רצועת החוף. בנייה על חוף הים ידועה ככזו שפוגעת במאזן הסדימנט בחוף ובאירועי סערה גורמת להסעה מוגברת של סדימנט מהחוף אל הים, או אפילו בתוך הים^[46]. ואכן, באתר הנסיכה (PR) הכביש מוגבה בצורה ניכרת מעל לקו החוף וחומה גבוהה בנויה על החוף במרחק מטרים ספורים מקו הגאות במטרה להגן על הכביש. מפגש גלי הים עם חומה זו, סביר להניח שגרם להסעה מוגברת של סדימנט מהחוף לים ואף בתוך הים כמוסבר בחוות הדעת שבנספח 10. באיור 27 ניתן לראות עדות להסעה מוגברת של סדימנט באתר הנסיכה (PR).



איור 27. הסעה מוגברת של סדימנט באתר הנסיכה (PR) כתוצאה מהסערה שפקדה את אילת במרץ 2020. **א.** חומה שנבנתה על חוף הים באתר הנסיכה (PR) שעליה נשברים הגלים בעת הסערה, **ב.** חלקו התחתון של בלט אלמוגים שבסיסו (החלק הבהיר) נחשף כתוצאה מגריעה משמעותית של סדימנט, **ג.** קטע שוניית שנקבר על ידי סדימנט וד. צינור שנבנה על ידי שושנת ים המצויה מתחת למפלס הסדימנט בעומק של כ-3 מטרים. במצב רגיל חלקו העליון של הצינור מגיע לגובה הקרקעית ואילו בזמן הצילום, שלושה ימים לאחר הסערה, כ-25 סנטימטרים ממנו נחשפו בגלל גריעה מקומית של סדימנט.

נחצי שנה אחרי הסערה נרשמה התאוששות מהירה של חברת הדגים וסקרים שנערכו בסתיו 2020 ובאביב 2021 מראים עלייה במספר הדגים וחזרתה של החברה למצבה הקודם (איורים 19 ו-24). בספרות קיימות עדויות לכך שחברות דגים יכולות להישאר יציבות לאחר הפרעות משמעותיות, אך בהינתן שכיסוי האלמוגים החיים לא יורד בצורה דרסטית^[לדוגמה 47]. ואכן מצאנו כי על אף אחוזי השבירה הגבוהים, עושר, מגוון ואחוזי הכיסוי של האלמוגים נשארו יציבים במרבית האתרים, דבר שאפשר שיקום מהיר של חברות הדגים. הממצאים שלנו דומים גם לממצאים נוספים מרחבי העולם אשר מראים שיקום של חברות הדגים לאחר סערה, אם כי בקצב איטי יותר מזה המתואר בעבודה

זן^[48,49].

לסיכום, בסקרי המחנה האקולוגי מנוטרים לראשונה באילת בתי הגידול של בלטי השונית בעומקים רדודים המהווים חלק משמעותי משמורות הטבע הימיות באילת. בלטי שונית אלה שעומקם מאפשר לציבור רחב לבקר בהם מאופיינים במורכבות מבנית גבוהה התומכת במגוון רב של קבוצות טקסונומיות. השימוש ביחידות דיגום טבעיות (בלטי שונית) אליהן ניתן לשוב בוודאות ובקלות יחסית בכל סקר, מספק כלי ניטור המאפשר להבחין בשינויים ומגמות לאורך שנים וגם להבין כיצד המערכת האקולוגית מגיבה לאירועי קיצון, כגון סערות או שינויים בממשקי ניהול.

מבחינת מאמץ הדיגום, בכל ארבעת האתרים נמצא ערך דייקנות גבוה ($\Delta < 0.2$) עבור מדד כיסוי האלמוגים) ונראה כי ניתן להמשיך לנטר את הבלטים שנבחרו ללא צורך להגדיל את מספרם. בנוסף, נראה כי ברוב המקרים השינויים החיוביים שנרשמו בכיסוי האלמוגים נמצאו סבירים (נספח 6).

חשוב לציין כי במהלך סקרי המחנה האקולוגי נאספו נתונים חשובים על דגי השונית של מפרץ אילת אשר מתייחסים לרמת המין וכוללים מינים חולפים, דיירים וחבויים. לנתונים אלו חשיבות רבה מכיוון שלמעט הסקרים שפורסמו בשנת 2006 על ידי Brokovich et al.^[50], כמעט ולא קיים מידע עדכני על הרכב חברות הדגים בשוניות אילת. בית הגידול הרדוד של בלטי השונית חשוף במיוחד להפרעות, שכן עומס המבקרים הוא הגבוה ביותר, עוצמת הגלים היא החזקה ביותר והוא קרוב לחוף ולכן רגיש להפרעות המתרחשות במרחב החופי כגון בנייה ותאורה. על כן, ניטור רציף של סביבה רדודה, כפי שנעשה במחנה האקולוגי, יכול לסייע בקבלת החלטות מבוססת מדע אשר יתרמו להגנה על השוניות לאורך זמן.

באופן כללי נמצא כי חברות הדגים והאלמוגים יציבות לאורך מועדי הדיגום הן מבחינת עושר המינים/סוגים והן מבחינת שכיחות הפרטים/אחוז הכיסוי. עם זאת, לאחר הסערה שחלה במרץ 2020 חלה ירידה מובהקת באחוז הכיסוי של אלמוגים באתר הנסיכה (PR) ובכל האתרים תועדה עלייה דרמטית בכמות המושבות השבורות. שכיחות הדגים ירדה בצורה דרסטית בסמיכות לסערה אך היא הצליחה להתאושש וחזרה למצבה המקורי במהרה.

ניתן לראות שהאפקט של הסערה על שבירת האלמוגים גדול בהרבה ובאופן מובהק מהאפקט של לחץ צוללים/משנורקלים בכל ארבעת האתרים ($p < 0.01$). לעומת זאת, שבירות של צוללים זו הפרעה כרונית לשוניות האלמוגים והנזק המצטבר הוא הרבה מעבר למה שאנו מודדים בתצפית בודדת על הבלטים (single snapshot). סערה משמעותית, כגון זו של מרץ 2020, פוקדת את אילת לעיתים רחוקות ולשוניות יש אפשרות להתאושש בין אירוע לאירוע.

תוצאות המחנה האקולוגי מעידות על החשיבות והיעילות של פעולות האכיפה והפיקוח במניעת נזק לחברת הדגים והאלמוגים. באתרים בהם רמת הפיקוח נמוכה נמצאו יותר מושבות אלמוגים שבורות, ועושר מינים קטן בצורה משמעותית. בשמורת האלמוגים (NR), האתר השמור והמפוקח ביותר,

נמצא עושר המינים הגבוה ביותר של דגים ואלמוגים בוני שונית, וכן ביומסת הדגים הייתה הגבוהה ביותר. חשוב לסייג ולהזכיר שהבדלים אלה יכולים גם לנבוע מקרבתם של בלטי השונית בשמורת האלמוגים (NR) לשונית חוגרת מפותחת.

שוניות אילת נתונות לאיומים רבים ומגוונים ביניהם תכניות פיתוח נרחבות בתחום התיירות והתעשייה, כגון הגברת שינוע הנפט, פיתוח ובנייה בחופים בקרבה רבה לשוניות האלמוגים, כמו גם שינוי אקלים והתחממות מי הים. על מנת להגן על בתי גידול חשובים וייחודיים אלה ולספק תשובות מבוססות מדע לדילמות הרבות שבדרך, חשוב להמשיך ולנטר את חברות הדגים והאלמוגים במפרץ אילת ובפרט בבלטי השונית הרדודים אשר תומכים במגוון רב של דגים וחסרי חוליות.

כבר היום, נעשה שימוש רב בנתוני המחנות האקולוגיים לצורך ניהול מושכל יותר של אזורי השונית, בין היתר בהיבטים הקשורים לתכנון (ראה, למשל – נספח 8), ניהול מבקרים וקווים מנחים להיתרים חריגים לפגיעה בערכי טבע^[51].

1. Loya, Y. (1972) Community structure and species diversity of hermatypic corals at Eilat, Red Sea. *Marine Biology*, 13, 100-123. doi:10.1007/BF00366561
2. Loya, Y. (1974) Possible effects of water pollution on the community structure of Red Sea corals. *Marine Biology* 29:177-185.
3. DiBattista JD, Roberts MB, Bouwmeester J, Bowen BW, Coker DJ, Lozano-Cortes DF, Choat JH, Gaither MR, Hobbs JPA, Khalil MT, Kochzius M, Myers RF, Paulay G, Robizch VSN, Saenz-Agudelo P, Salas E, Sinclair-Taylor TH, Toonen RJ, Westneat MW, Williams ST, Berumen ML. (2016) A review of contemporary patterns of endemism for shallow water reef fauna in the Red Sea. *Journal of Biogeography*. 2016;43(3):423–439. doi: 10.1111/jbi.12649.
4. Jackson, J. B., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., et al. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293, 629–637. doi: 10.1126/science.1059199
5. Pandolfi, J. M., Bradbury, R. H., Sala, E., Hughes, T. P., Bjorndal, K. A., Cooke, R. G., et al. (2003). Global trajectories of the long-term decline of coral reef ecosystems. *Science* 301, 955–958. doi: 10.1126/science.1085706
6. Hoegh-Guldberg, O. (2014). Coral reefs in the Anthropocene: persistence or the end of the line? *Geol. Soc. Spec. Publ.* 395, 167–183. doi: 10.1144/SP395.17
7. Heron SF, et al. (2016) Validation of reef-scale thermal stress satellite products for coral bleaching monitoring. *Remote Sensing* 8:59, doi:10.3390/rs8010059.
8. Heron, S. F., Maynard, J. A., van Hooidonk, R. & Eakin, C. M. (2016) Warming trends and bleaching stress of the world's coral reefs 1985–2012. *Sci. Rep.* 6, 38402
9. Hughes, T. P. et al. (2017) Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature* 543, 373–377.
10. Heron et al. (2017) Impacts of Climate Change on World Heritage Coral Reefs : A First Global Scientific Assessment. Paris, UNESCO World Heritage Centre
11. Hoegh-Guldberg O, Poloczanska ES, Skirving W and Dove S (2017) Coral Reef Ecosystems under Climate Change and Ocean Acidification. *Front. Mar. Sci.* 4:158. doi: 10.3389/fmars.2017.0015.
12. Fine M, Gildor H, Genin A (2013) A coral reef refuge in the Red Sea. *Glob Chang Biol* 12:3640–3647
13. Krueger, T., Horwitz, N., Bodin, J., Giovani, M.-E., Escrig, S., Meibom, A., et al. (2017). Common reef-building coral in the Northern Red Sea resistant to elevated temperature and acidification. *R. Soc. Open Sci.* 4:170038. doi: 10.1098/rsos.170038
14. Osman EO, Smith DJ, Ziegler M, et al. (2018) Thermal refugia against coral bleaching throughout the northern Red Sea. *Glob Change Biol.* 24:e474–e484. <https://doi.org/10.1111/gcb.13895>
15. Hall ER, Muller EM, Goulet T, Bellworthy J, Ritchie KB, Fine M (2018) Eutrophication may compromise the resilience of the Red Sea coral *Stylophora pistillata* to global change. *Marine Pollution Bulletin.* 131: 701-711.

16. Shaked Y, Genin A (2020) Scientific report of the Israel National Monitoring Program at the Gulf of Eilat. <http://iui-eilat.ac.il/Research/NMP>
17. Shlesinger T, Loya Y (2016) Recruitment, mortality, and resilience potential of scleractinian corals at Eilat, Red Sea. *Coral Reefs* 35:1357–1368 doi:10.1007/s00338-016-1468-2.
18. Wiedenmann J, C. D'Angelo, E.G. Smith, A.N. Hunt, F.-E. Legiret, A.D. Postle, E.P. Achterberg (2013) Nutrient enrichment can increase the susceptibility of reef corals to bleaching. *Nat Clim Change*, 3: 160-164 .
19. D'Angelo C., Wiedenmann J. (2014) Impacts of nutrient enrichment on coral reefs: new perspectives and implications for coastal management and reef survival. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 7: 82-93.
20. Vega Thurber R, Burkepile DE, Fuchs C, Shantz AA, McMinds R, Zaneveld JR. (2014). Chronic nutrient enrichment increases prevalence and severity of coral disease and bleaching. *Glob Chang Biol* 20: 544–554 .
21. Tanaka Y, Inoue M, Nakamura T, Suzuki A, Sakai K (2014) Loss of zooxanthellae in a coral under high seawater temperature and nutrient enrichment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 457: 220-225.
22. Meehan, W. J. & Ostrander, G. K. (1997) Coral bleaching: a potential biomarker of environmental stress *J. Toxicol. Environ. Health* 50, 529–552.
23. Jones RJ (2005) Testing the Photoinhibition model of coral bleaching using chemical inhibitors. *Mar Ecol Prog Ser* 284:133–145. 2005
24. Côté IM, Darling ES. (2010) Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change. *PLoS Biology*. 2010;8(7):e1000438. doi:10.1371/journal.pbio.1000438.
25. Tynyakov, J., Rousseau, M., Chen, M., Figus, O., Belhassen, Y., Shashar, N., 2017. Artificial reefs as a means of spreading diving pressure in a coral reef environment. *Ocean Coast. Manag.* 149, 159–164.
26. Zakai D, Chadwick-Furman NE (2002) Impacts of intense recreational diving on reef corals at Eilat, northern Red Sea. *Biol Conserv* 105:179–187 .
27. Abidin SZZ & Mohamed B (2014) A review of SCUBA diving impacts and implication for coral reefs conservation and tourism management. *SHS Web of Conferences*, 12: 01093. <http://dx.doi.org/10.1051/shsconf/20141201093>. (Accessed 3 January 2017).
28. Tamir R, Lerner A, Haspel C, Dubinsky Z, Iluz D (2017) The spectral and spatial distribution of light pollution in the waters of the northern Gulf of Aqaba (Eilat). *Scientific Reports*. 7:42329 DOI: 10.1038/srep42329
29. Ayalon, I., de Barros Marangoni, L. F., Benichou, J. I., Avisar, D., and Levy, O. (2019). Red sea corals under Artificial Light Pollution at Night (ALAN) undergo oxidative stress and photosynthetic impairment. *Global Change Biol*. 25, 4194–4207. doi: 10.1111/gcb.14795
30. Rosenberg Y, Doniger T, Levy O (2019) Sustainability of coral reefs are affected by ecological light pollution in the Gulf of Aqaba/Eilat. *Commun Biol* 2:1–9.

31. Preston FW (1962) The canonical distribution of commonness and rarity: Parts I and II. *Ecology* 43:185–215, 410–432.
32. Gotelli, N.J. and Colwell, R.K. (2001) Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>
33. Zvuloni A, Artzy-Randrup Y, Stone L, van Woesik R, Loya Y (2008) Ecological size-frequency distributions: how to prevent and correct biases in spatial sampling. *Limnol Oceanogr Meth* 6: 144–153 .
34. Zvuloni A, Belmaker J (2016) Estimating ecological count-based measures from the point-intercept method. *Mar Ecol Prog Ser* 556:123-130. <https://doi.org/10.3354/meps11853>
35. Kohler KE, Gill SM (2006) Coral Point Count with Excel extensions (CPCe):a Visual Basic program for the determination of coral and substrate coverage using random point count methodology. *Comput Geosci* 32: 1259–1269
36. Akaike, H. (1987). Factor analysis and AIC. Selected Papers of Hirotugu Akaike. Springer, 371-386
37. Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K., & Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological monographs*, 84(1), 45-67.
38. Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
39. Balbuena, J. A., Monlleó-Borrull, C., Llopis-Belenguer, C., Blasco-Costa, I., Sarabeev, V. L., & Morand, S. (2021). Fuzzy quantification of common and rare species in ecological communities (FuzzyQ). *Methods in Ecology and Evolution*, 12(6), 1070-1079
40. Froese, R., & Pauly, D. (2021). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.
41. Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29(1), 1-27.
42. Faith, D. P., Minchin, P. R., & Belbin, L. (1987) Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69(1), 57-68.
43. Oksanen, J. (2016). Design decisions and implementation details in vegan. Vignette of the package vegan. R package version, 2016, 2-4.
44. Syms C, & Jones G.P. (2000) Disturbance, habitat structure, and the dynamics of a coral-reef fish community. *Ecology*, 81(10), 2714-2729.
45. Gavriel T, Zvuloni A, Levy L, Avidan C, Lazarus M, Frid O, Marom S, Chaikin S, Malamud S, Salingre S, Pickholtz R, Holzman R, Perevolotsky T, Buba Y, Belmaker J. An extreme storm decreases reef fish abundance and richness but does not impact spatial heterogeneity. *Coral reefs*, Under review.
46. Pinet PR (1992) *Oceanography, an Introduction to the Planet Oceanus*. Jones & Bartlett Publishers. pp.572.

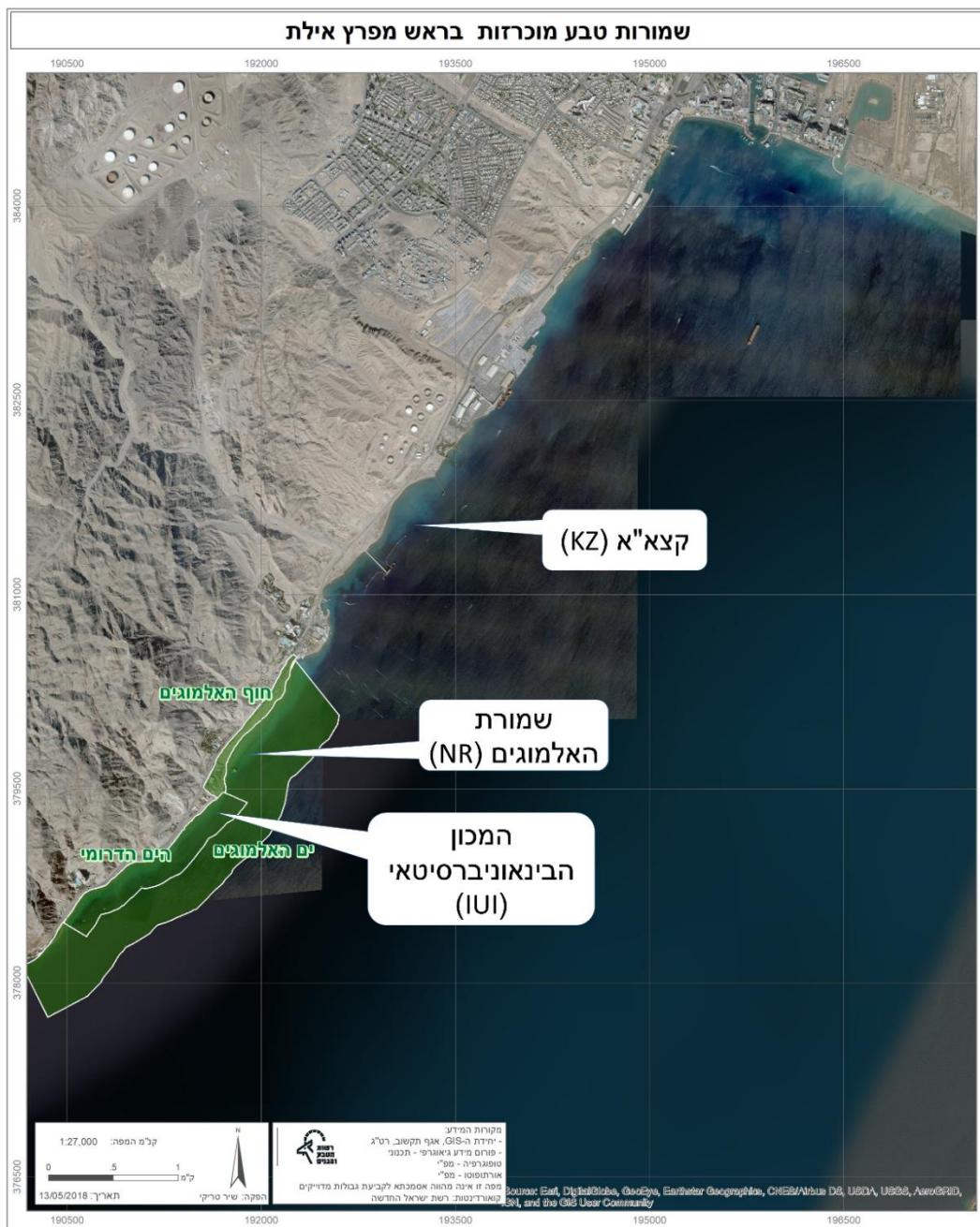
47. Holbrook SJ, Schmitt RJ, Brooks AJ (2008) Resistance and resilience of a coral reef fish community to changes in coral cover. *Marine Ecology Progress Series* 371:263-271
48. Emslie M, Cheal A, Sweatman H, Delean S (2008) Recovery from disturbance of coral and reef fish communities on the Great Barrier Reef, Australia. *Marine Ecology Progress Series* 371:177-190
49. Ibarra-García EC, Cáceres I, Ortiz M, Rodríguez-Troncoso AP, Ríos-Jara E, Cupul-Magaña AL, del Carmen García Rivas M, Rodríguez-Zaragoza FA (2022) Effects of Hurricane Dean and tropical storm Karl on the coral reef fish assemblage of Banco Chinchorro: temporal changes in rarity, and alpha and beta taxonomic diversity. *Community Ecology*:1-11
50. Brokovich, E., Baranes, A., & Goren, M. (2006). Habitat structure determines coral reef fish assemblages at the northern tip of the Red Sea. *Ecological Indicators*, 6(3), 494-507.

51. זבולוני א, לוי ל, קינה ו והולצמן ר. 2019. מודל ערכיות של ערכי טבע – קווים אדומים לאיסוף דגים ממפרץ אילת כחקר מקרה. אקולוגיה וסביבה 10(3).

נספחים

נספח 1

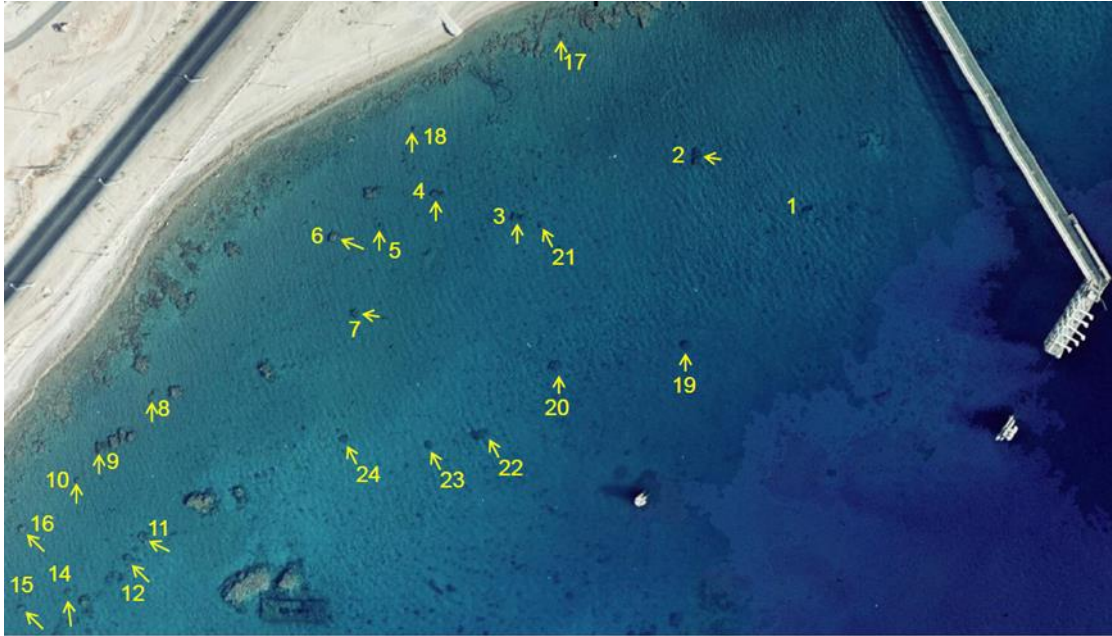
אתרי הדיגום של תכנית הניטור הלאומית של מפרץ אילת על רקע שמורות הטבע המוכרזות.



נספח 2

מפות ארבעת אתרי הדיגום.

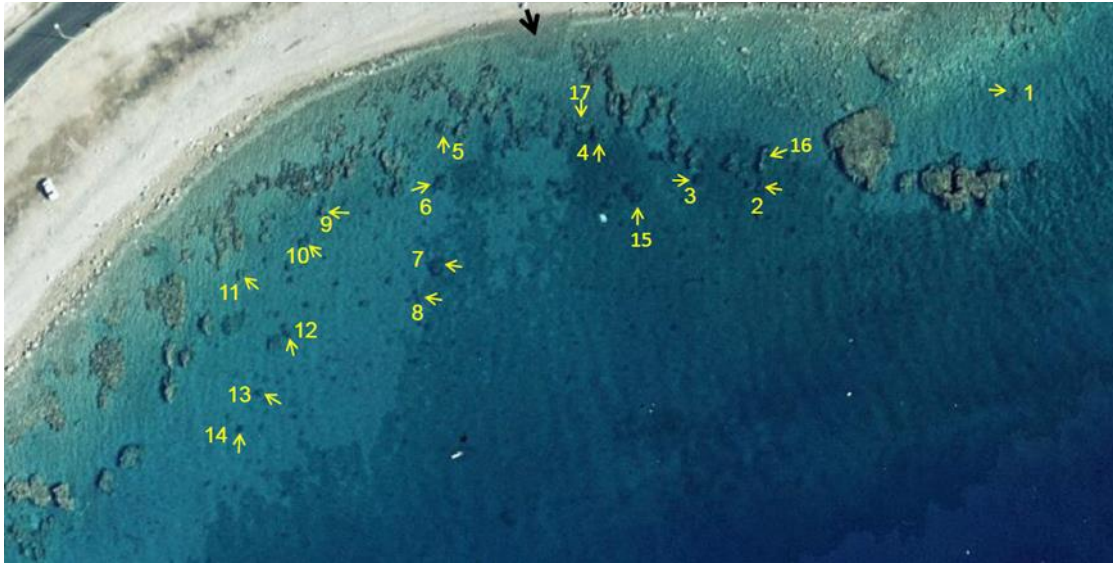
קצא"א (KA)



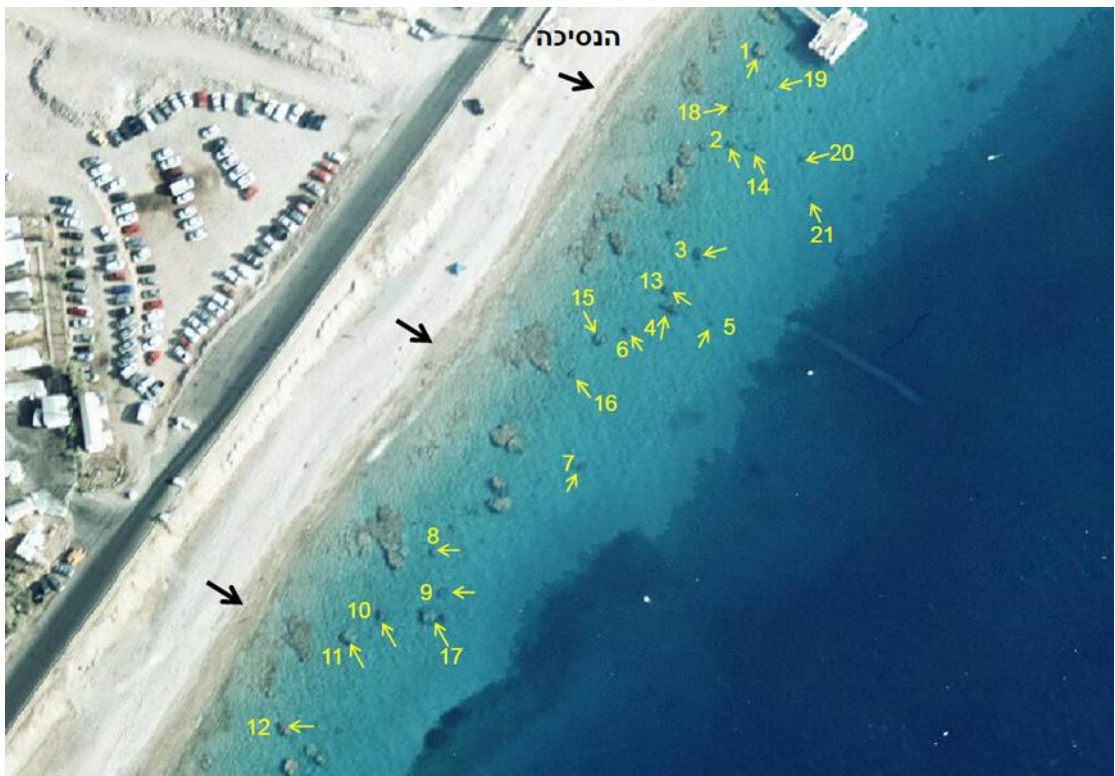
שמורת האלמוגים (NR)



המערות (CA)

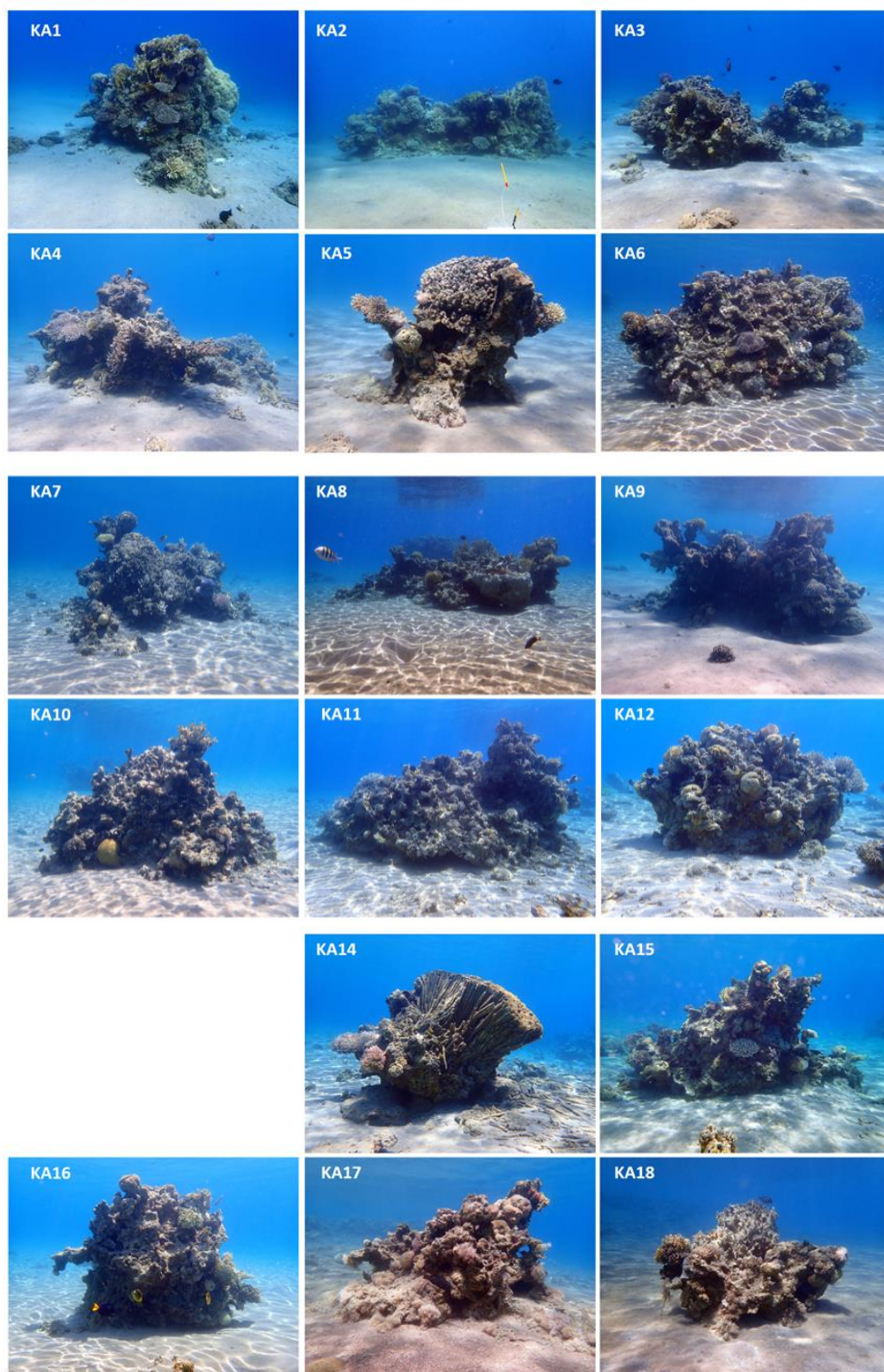


הנסיכה (PR)



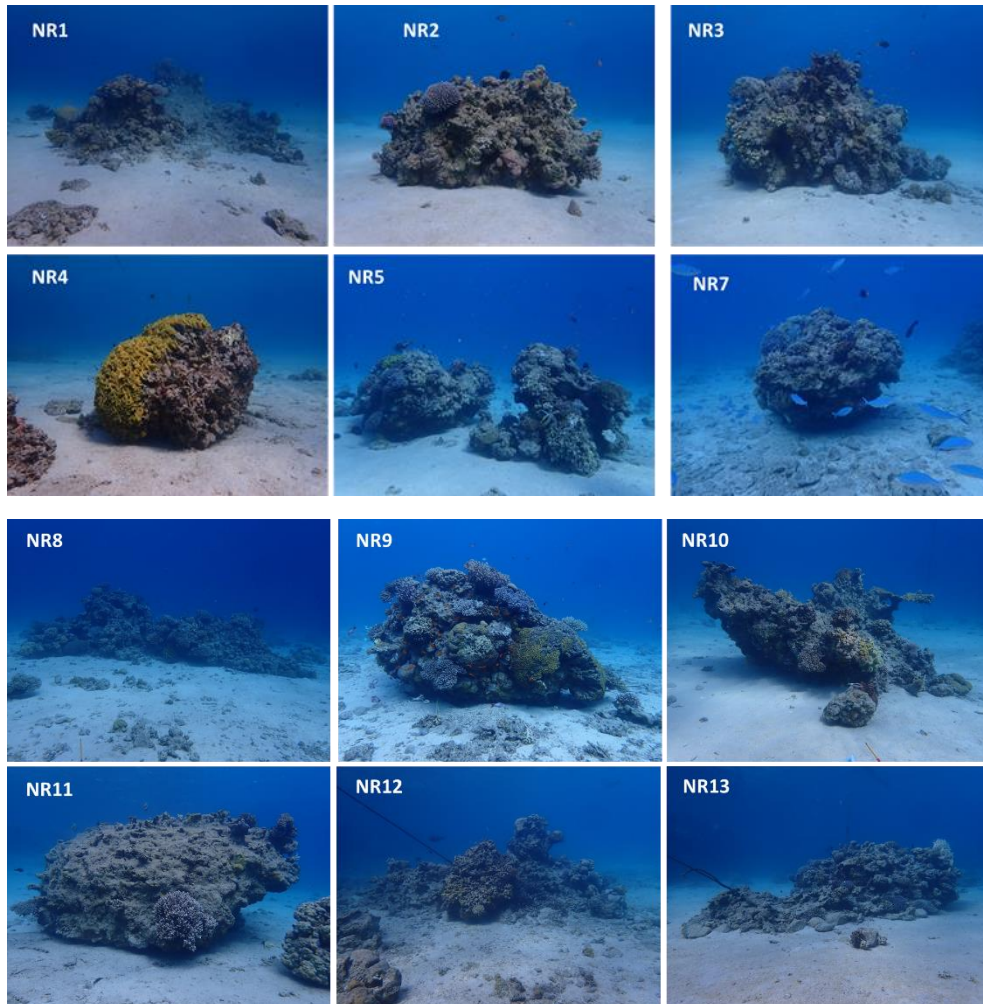
צילומי בלטי השונית ממפנה דרומי בארבעת אתרי הדיגום (לאחר הסופה של מרץ 2020).

קצא"א (KA)



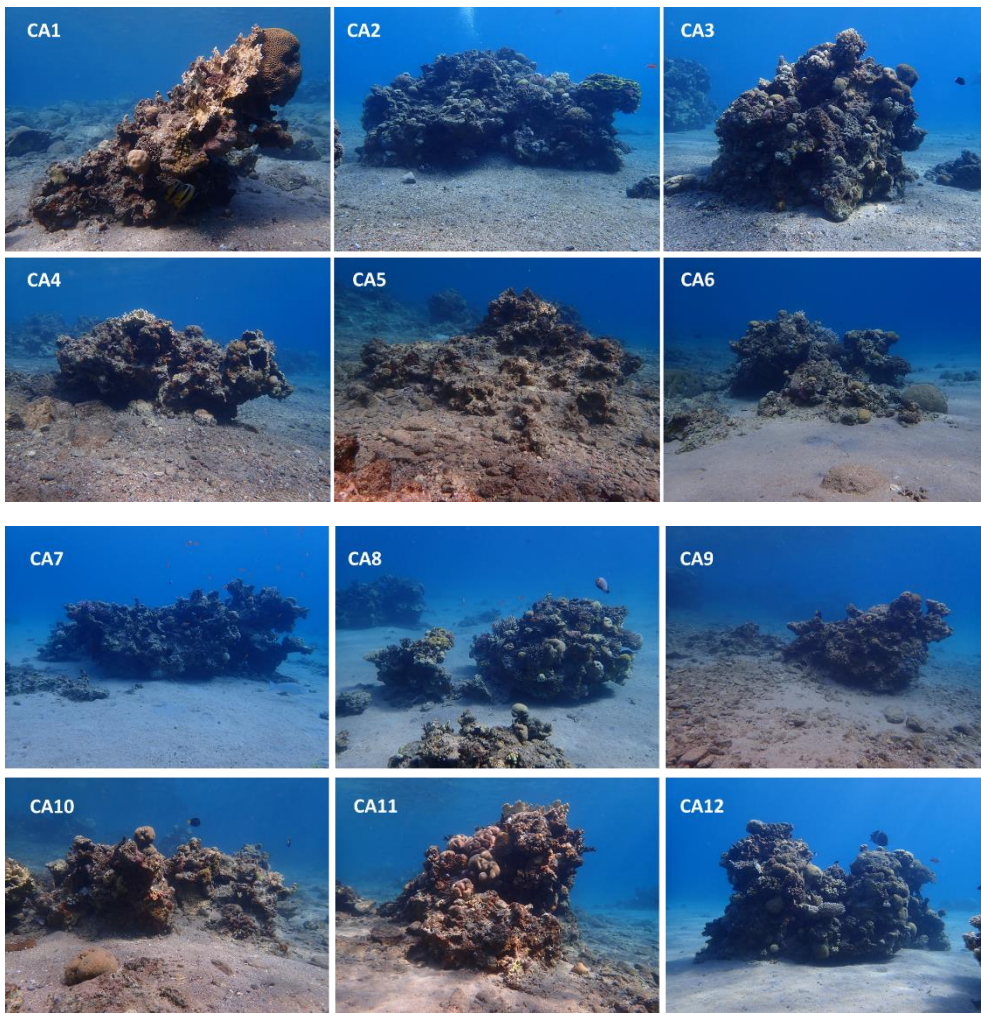


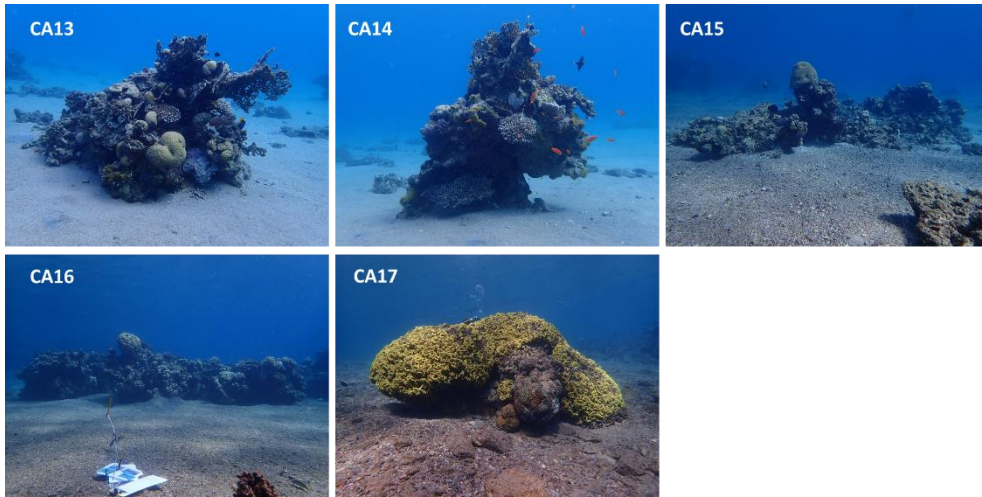
שמורת האלמוגים (NR)



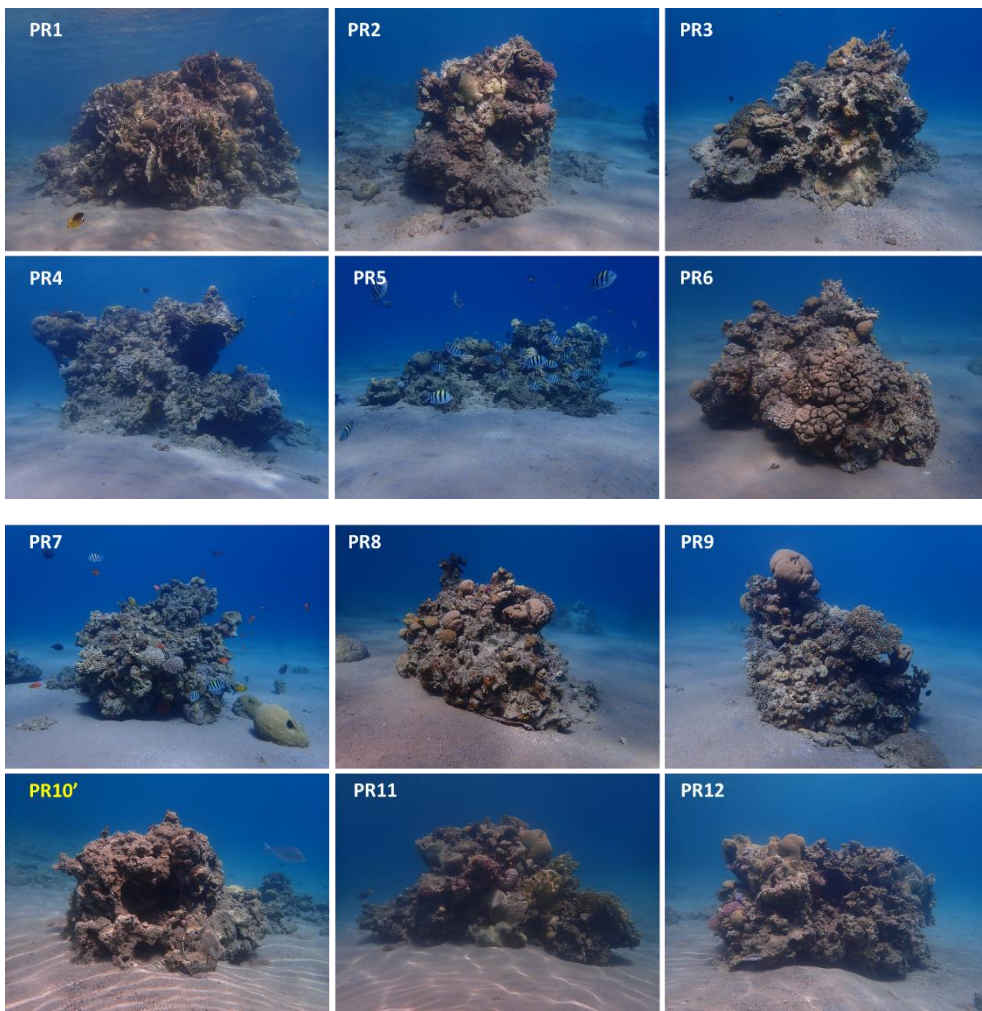


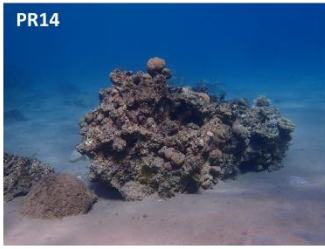
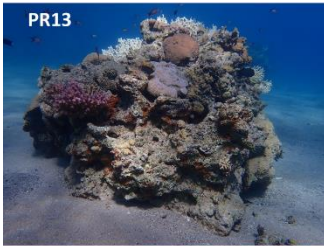
המערות (CA)





הנסיכה (PR)





נספח 4

רשימה של סוגי האלמוגים שצולמו ונדגמו במחנה האקולוגי בשיטת ה־point sampling לאורך כל מועדי הדיגום. האלמוגים מחולקים לסוגים בוני שונית (Hermatypic); לקבוצה זו שייכנו גם את אלמוגי האש מהסוג *Millepora* (השויכים למחלקת ה־Hydrozoa) וסוגי אלמוגים רכים שאינם בוני שונית (Ahermatypic; ראה שיטות).

Hermatypic	
Genus	Class
<i>Acanthastrea</i>	Hexacorallia
<i>Acropora</i>	Hexacorallia
<i>Alveopora</i>	Hexacorallia
<i>Astreopora</i>	Hexacorallia
<i>Balanophyllia</i>	Hexacorallia
<i>Blastomussa</i>	Hexacorallia
<i>Cladopsammia</i>	Hexacorallia
<i>Coscinaraea</i>	Hexacorallia
<i>Ctenactis</i>	Hexacorallia
<i>Cynarina</i>	Hexacorallia
<i>Cyphastrea</i>	Hexacorallia
<i>Dipsastraea</i>	Hexacorallia
<i>Echinophyllia</i>	Hexacorallia
<i>Echinopora</i>	Hexacorallia
<i>Erythrastrea</i>	Hexacorallia
<i>Favites</i>	Hexacorallia
<i>Fungia</i>	Hexacorallia
<i>Galaxea</i>	Hexacorallia
<i>Gardineroseris</i>	Hexacorallia
<i>Goniastrea</i>	Hexacorallia
<i>Goniopora</i>	Hexacorallia
<i>Gyrosmlia</i>	Hexacorallia
<i>Herpolitha</i>	Hexacorallia
<i>Hydnophora</i>	Hexacorallia
<i>Leptastrea</i>	Hexacorallia
<i>Leptoria</i>	Hexacorallia
<i>Leptoseris</i>	Hexacorallia
<i>Lobophyllia</i>	Hexacorallia
<i>Montastrea</i>	Hexacorallia
<i>Montipora</i>	Hexacorallia
<i>Mycedium</i>	Hexacorallia
<i>Oxypora</i>	Hexacorallia
<i>Pachyseris</i>	Hexacorallia
<i>Paramontastrea</i>	Hexacorallia
<i>Pavona</i>	Hexacorallia
<i>Platygyra</i>	Hexacorallia
<i>Plerogyra</i>	Hexacorallia
<i>Plesiastrea</i>	Hexacorallia
<i>Pocillopora</i>	Hexacorallia
<i>Porites</i>	Hexacorallia
<i>Psammocora</i>	Hexacorallia
<i>Seriatopora</i>	Hexacorallia
<i>Siderastrea</i>	Hexacorallia
<i>Stylophora</i>	Hexacorallia
<i>Trachyphyllia</i>	Hexacorallia
<i>Tubastrea</i>	Hexacorallia
<i>Turbinaria</i>	Hexacorallia
<i>Millepora</i>	Hydrozoa

Ahermatypic	
Genus	Class
<i>Alcyonium</i>	Octocorallia
<i>Heteroxenia</i>	Octocorallia
<i>Litophyton</i>	Octocorallia
<i>Lobophytum</i>	Octocorallia
<i>Nephtya</i>	Octocorallia
<i>Rhytisma</i>	Octocorallia
<i>Sarcophyton</i>	Octocorallia
<i>Sinularia</i>	Octocorallia
<i>Tubipora</i>	Octocorallia
<i>Xenia</i>	Octocorallia

נספח 5

רשימה של מיני הדגים שנצפו ונרשמו במחנה האקולוגי לאורך כל מועדי הדיגום. עבור כל מין מופיע השם אשר בו הוא מופיע החל מהדיגום של סתיו 2018 והשם תחתיו הוא מתועד ע"פ החלוקה למינים\משפחות בשנת 2015. כמו כן מצוין אם התייחסנו אל המין כמין חולף (transient) או דייר (reef associated).

<i>Family</i>	<i>Species</i>	<i>Low-resolution name</i>	<i>Group</i>
Acanthuridae	<i>Acanthurus gahhm</i>	Acanthuridae	Transient
Acanthuridae	<i>Acanthurus nigrofuscus</i>	Acanthuridae	Transient
Acanthuridae	<i>Acanthurus spp.</i>	Acanthuridae	Transient
Acanthuridae	<i>Ctenochaetus striatus</i>	Acanthuridae	Transient
Acanthuridae	<i>Zebrasoma desjardinii</i>	<i>Zebrasoma desjardinii</i>	Transient
Acanthuridae	<i>Zebrasoma xanthurum</i>	<i>Zebrasoma xanthurum</i>	Transient
Aetobatidae	<i>Aetobatus ocellatus</i>	Aetobatidae	Transient Reef
Antennariidae	<i>Antennarius commerson</i>	Antennariidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Apogon spp.</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Cheilodipterus lachneri</i>	Cheilodipterus spp.	associated Reef
Apogonidae	<i>Cheilodipterus macrodon</i>	Cheilodipterus spp.	associated Reef
Apogonidae	<i>Cheilodipterus novemstriatus</i>	Cheilodipterus spp.	associated Reef
Apogonidae	<i>Cheilodipterus quinquelineatus</i>	Cheilodipterus spp.	associated Reef
Apogonidae	<i>Cheilodipterus spp.</i>	Cheilodipterus spp.	associated Reef
Apogonidae	<i>Nectamia annularis</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Nectamia zebrina</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Ostorhinchus cyanosoma</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Ostorhinchus fleurieu</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Ostorhinchus nigrofasciatus</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Pristiapogon exostigma</i>	Apogonidae	associated Reef
Apogonidae	<i>Taeniamia fucata</i>	Apogonidae	associated
Atherinidae	<i>Atherinomorus lacunosus</i>	Atherinidae	Transient
Balistidae	<i>Balistapus undulatus</i>	Balistidae	Transient
Balistidae	<i>Balistidae spp.</i>	Balistidae	Transient
Balistidae	<i>Odonus niger</i>	Balistidae	Transient
Balistidae	<i>Pseudobalistes fuscus</i>	Balistidae	Transient
Balistidae	<i>Rhinecanthus assasi</i>	Balistidae	Transient
Balistidae	<i>Sufflamen albicaudatum</i>	Balistidae	Transient
Belonidae	<i>Tylosurus choram</i>	Belonidae	Transient Reef
Blenniidae	<i>Alloblennius pictus</i>	Blenniidae	associated Reef
Blenniidae	<i>Aspidontus dussumieri</i>	Blenniidae	associated

Blenniidae	<i>Aspidontus taeniatus</i>	<i>Aspidontus taeniatus</i>	Reef associated
Blenniidae	<i>Aspidontus tractus</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Atrosalarias fuscus</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Blenniella periophthalmus</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Cirripectes castaneus</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Ecsenius aroni</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Ecsenius frontalis</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Ecsenius gravieri</i>	<i>Ecsenius gravieri</i>	Reef associated
Blenniidae	<i>Ecsenius midas</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Ecsenius nalolo</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Exallias brevis</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Meiacanthus nigrolineatus</i>	<i>Meiacanthus nigrolineatus</i>	Reef associated
Blenniidae	<i>Mimoblennius cirrosus</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Petroscirtes mitratus</i>	Blenniidae	Reef associated
Blenniidae	<i>Plagiotremus rhinorhynchos</i>	Plagiotremus spp.	Reef associated
Blenniidae	<i>Plagiotremus spp.</i>	Plagiotremus spp.	Reef associated
Blenniidae	<i>Plagiotremus tapeinosoma</i>	Plagiotremus spp.	Reef associated
Blenniidae	<i>Plagiotremus townsendi</i>	<i>Plagiotremus townsendi</i>	Reef associated
Blenniidae	<i>Salarias fasciatus</i>	Blenniidae	Reef associated
Caesionidae	<i>Caesio lunaris</i>	Caesio spp.	Transient
Caesionidae	<i>Caesio spp.</i>	Caesio spp.	Transient
Caesionidae	<i>Caesio varilineata</i>	Caesio spp.	Transient Reef
Callionymidae	<i>Callionymus sp.</i>	Callionymidae	Reef associated
Carangidae	<i>Decapterus macarellus</i>	Carangidae	Transient
Chaetodontidae	<i>Chaetodon auriga</i>	<i>Chaetodon auriga</i>	Transient
Chaetodontidae	<i>Chaetodon austriacus</i>	<i>Chaetodon austriacus</i>	Transient
Chaetodontidae	<i>Chaetodon fasciatus</i>	<i>Chaetodon fasciatus</i>	Transient
Chaetodontidae	<i>Chaetodon melannotus</i>	<i>Chaetodon melannotus</i>	Transient
Chaetodontidae	<i>Chaetodon paucifasciatus</i>	<i>Chaetodon paucifasciatus</i>	Transient
Chaetodontidae	<i>Chaetodon trifascialis</i>	<i>Chaetodon trifascialis</i>	Transient
Chaetodontidae	<i>Heniochus diphreutes</i>	Heniochus spp.	Transient
Chaetodontidae	<i>Heniochus intermedius</i>	Heniochus spp.	Transient
Chaetodontidae	<i>Heniochus spp.</i>	Heniochus spp.	Transient Reef
Cirrhitidae	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	<i>Cirrhitichthys oxycephalus</i>	Reef associated
Cirrhitidae	<i>Paracirrhites forsteri</i>	<i>Paracirrhites forsteri</i>	Transient

Dasyatidae	<i>Taeniura lymma</i>	<i>Taeniura lymma</i>	Transient
Diodontidae	<i>Cyclichthys spilostylus</i>	Diodontidae	Transient
Diodontidae	<i>Diodon holocanthus</i>	Diodontidae	Transient
Diodontidae	<i>Diodon hystrix</i>	Diodontidae	Transient
Diodontidae	<i>Diodon spp.</i>	Diodontidae	Transient
Fistulariidae	<i>Fistularia commersonii</i>	<i>Fistularia commersonii</i>	Transient
Gerreidae	<i>Gerres oyena</i>	Gerreidae	Transient Reef
Gobiidae	<i>Amblyeleotris steinitzi</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Amblyeleotris sungami</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Amblygobius albimaculatus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Asterropteryx semipunctata</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Bryaninops natans</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Cryptocentrus caeruleopunctatus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Ctenogobiops maculosus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Eviota guttata</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Eviota prasina</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Eviota punyit</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Eviota zebrina</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Fusigobius longispinus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Fusigobius neophytus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Gnatholepis anjerensis</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Gobiidae spp.</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Gobiodon citrinus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Gobiodon reticulatus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Gobiodon rivulatus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Istigobius decoratus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Koumansetta hectori</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Lotilia graciliosa</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Paragobiodon echinocephalus</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Paragobiodon xanthosoma</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Pleurosicya micheli</i>	Gobiidae	associated Reef
Gobiidae	<i>Trimma avidori</i>	Gobiidae	associated

Gobiidae	<i>Trimma barralli</i>	Gobiidae	Reef associated
Gobiidae	<i>Trimma flavicaudatum</i>	Gobiidae	Reef associated
Gobiidae	<i>Valenciennesa puellaris</i>	Gobiidae	Reef associated
Hemiramphidae	<i>Hemiramphus far</i>	Hemiramphidae	Transient
Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus gamberur</i>	Hemiramphidae	Transient
Holocentridae	<i>Myripristis murdjan</i>	Holocentridae	Reef associated
Holocentridae	<i>Neoniphon sammara</i>	Holocentridae	Reef associated
Holocentridae	<i>Sargocentron caudimaculatum</i>	Sargocentron spp.	Reef associated
Holocentridae	<i>Sargocentron diadema</i>	Sargocentron spp.	Reef associated
Holocentridae	<i>Sargocentron rubrum</i>	Sargocentron spp.	Reef associated
Holocentridae	<i>Sargocentron spiniferum</i>	Sargocentron spp.	Reef associated
Holocentridae	<i>Sargocentron spp.</i>	Sargocentron spp.	Reef associated
Kyphosidae	<i>Kyphosus vaigiensis</i>	Kyphosidae	Transient
Labridae	<i>Anampses lineatus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Anampses meleagrides</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Anampses spp.</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Anampses twistii</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Bodianus anthioides</i>	<i>Bodianus anthioides</i>	Transient
Labridae	<i>Bodianus axillaris</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Bodianus diana</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Cheilinus abudjubbe</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Cheilinus lunulatus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Cheilio inermis</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Cirrhilabrus rubriventralis</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Coris aygula</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Coris caudimacula</i>	<i>Coris caudimacula</i>	Transient
Labridae	<i>Coris cuvieri</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Coris variegata</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Gomphosus caeruleus</i>	<i>Gomphosus caeruleus</i>	Transient
Labridae	<i>Halichoeres hortulanus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Halichoeres marginatus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Halichoeres scapularis</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Halichoeres spp.</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Hemigymnus sexfasciatus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Hologymnosus annulatus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Labrid spp.</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Labroides dimidiatus</i>	<i>Labroides dimidiatus</i>	Reef associated
Labridae	<i>Larabicus quadrilineatus</i>	<i>Larabicus quadrilineatus</i>	Reef associated
Labridae	<i>Macropharyngodon marisrubri</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Oxycheilinus digramma</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Paracheilinus octotaenia</i>	Labridae	Transient

Labridae	<i>Pseudocheilinus evanidus</i>	<i>Pseudocheilinus evanidus</i>	Transient
Labridae	<i>Pseudocheilinus hexataenia</i>	<i>Pseudocheilinus hexataenia</i>	Transient
Labridae	<i>Pteragogus cryptus</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Stethojulis albovittata</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Stethojulis interrupta</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Stethojulis spp.</i>	Labridae	Transient
Labridae	<i>Thalassoma lunare</i>	Thalassoma spp.	Transient
Labridae	<i>Thalassoma rueppellii</i>	Thalassoma spp.	Transient
Labridae	<i>Thalassoma spp.</i>	Thalassoma spp.	Transient
Lethrinidae	<i>Lethrinus borbonicus</i>	Lethrinidae	Transient
Lethrinidae	<i>Lethrinus mahsena</i>	Lethrinidae	Transient
Lethrinidae	<i>Lethrinus nebulosus</i>	Lethrinidae	Transient
Lethrinidae	<i>Lethrinus obsoletus</i>	Lethrinidae	Transient
Lethrinidae	<i>Lethrinus spp.</i>	Lethrinidae	Transient
Lethrinidae	<i>Monotaxis grandoculis</i>	Lethrinidae	Transient
Lutjanidae	<i>Lutjanus bohar</i>	Lethrinidae	Transient
Monacanthidae	<i>Aluterus scriptus</i>	Monacanthidae	Transient
Monacanthidae	<i>Amanses scopas</i>	Monacanthidae	Transient
Monacanthidae	<i>Cantherhines pardalis</i>	Monacanthidae	Transient
Monacanthidae	<i>Monacanthidae spp.</i>	Monacanthidae	Transient Reef
Monacanthidae	<i>Oxymonacanthus halli</i>	Monacanthidae	associated
Monacanthidae	<i>Pervagor randalli</i>	Monacanthidae	Transient
Mugilidae	<i>Crenimugil crenilabis</i>	Mugilidae	Transient
Mugilidae	<i>Mugilidae spp.</i>	Mugilidae	Transient
Mullidae	<i>Mullidae spp.</i>	Mullidae	Transient
Mullidae	<i>Mulloidichthys flavolineatus</i>	Mullidae	Transient
Mullidae	<i>Mulloidichthys vanicolensis</i>	Mullidae	Transient
Mullidae	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	<i>Parupeneus cyclostomus</i>	Transient
Mullidae	<i>Parupeneus forsskali</i>	Mullidae	Transient
Mullidae	<i>Parupeneus macronemus</i>	Mullidae	Transient
Mullidae	<i>Parupeneus rubescens</i>	Mullidae	Transient Reef
Muraenidae	<i>Gymnothorax flavimarginatus</i>	Muraenidae	associated Reef
Muraenidae	<i>Gymnothorax griseus</i>	Muraenidae	associated Reef
Muraenidae	<i>Gymnothorax javanicus</i>	Muraenidae	associated Reef
Muraenidae	<i>Gymnothorax nudivomer</i>	Muraenidae	associated Reef
Muraenidae	<i>Gymnothorax undulatus</i>	Muraenidae	associated Reef
Muraenidae	<i>Muraenidae spp.</i>	Muraenidae	associated Reef
Muraenidae	<i>Scuticaria tigrina</i>	Muraenidae	associated
Nemipteridae	<i>Scolopsis ghanam</i>	<i>Scolopsis ghanam</i>	Transient Reef
Ophichthidae	<i>Myrichthys maculosus</i>	<i>Ophichthidae</i>	associated
Ostraciidae	<i>Ostracion cubicum</i>	Ostracion spp.	Transient
Ostraciidae	<i>Ostracion cyanurus</i>	Ostracion spp.	Transient

Ostraciidae	<i>Ostracion spp.</i>	Ostracion spp.	Transient Reef
Pempheridae	<i>Parapriacanthus guentheri</i>	Pempheridae	associated Reef
Pinguipedidae	<i>Parapercis hexophtalma</i>	Pinguipedidae	associated Reef
Pinguipedidae	<i>Pinguipedidae spp.</i>	Pinguipedidae	associated Reef
Platycephalidae	<i>Papilloculiceps longiceps</i>	Platycephalidae	associated
Pomacanthidae	<i>Apolemichthys xanthurus</i>	<i>Apolemichthys xanthurus</i>	Transient
Pomacanthidae	<i>Centropyge multispinis</i>	<i>Centropyge multispinis</i>	Transient
Pomacanthidae	<i>Pomacanthus imperator</i>	Pomacentridae	Transient
Pomacanthidae	<i>Pygoplites diacanthus</i>	Pomacanthidae	Transient
Pomacentridae	<i>Abudefduf sexfasciatus</i>	Abudefduf spp.	Transient
Pomacentridae	<i>Abudefduf sordidus</i>	Abudefduf spp.	Transient
Pomacentridae	<i>Abudefduf spp.</i>	Abudefduf spp.	Transient
Pomacentridae	<i>Abudefduf vaigiensis</i>	Abudefduf spp.	Transient Reef
Pomacentridae	<i>Amblyglyphidodon flavilatus</i>	Amblyglyphidodon spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Amblyglyphidodon indicus</i>	Amblyglyphidodon spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Amblyglyphidodon spp.</i>	Amblyglyphidodon spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Amphiprion bicinctus</i>	<i>Amphiprion bicinctus</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis dimidiata</i>	<i>Chromis dimidiata</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis flavaxilla</i>	Chromis spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis pelloura</i>	Chromis spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis pembae</i>	Chromis spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis spp.</i>	Chromis spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis ternatensis</i>	Chromis spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis viridis</i>	<i>Chromis viridis</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chromis weberi</i>	Chromis spp.	associated Reef
Pomacentridae	<i>Chrysiptera unimaculata</i>	Pomacentridae	associated Reef
Pomacentridae	<i>Dascyllus abudafur</i>	<i>Dascyllus abudafur</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Dascyllus marginatus</i>	<i>Dascyllus marginatus</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Dascyllus trimaculatus</i>	<i>Dascyllus trimaculatus</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Neoglyphidodon melas</i>	<i>Neoglyphidodon melas</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Neopomacentrus miryae</i>	<i>Neopomacentrus miryae</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Plectroglyphidodon lacrymatus</i>	Pomacentridae	associated Reef
Pomacentridae	<i>Plectroglyphidodon leucozonus</i>	Pomacentridae	associated

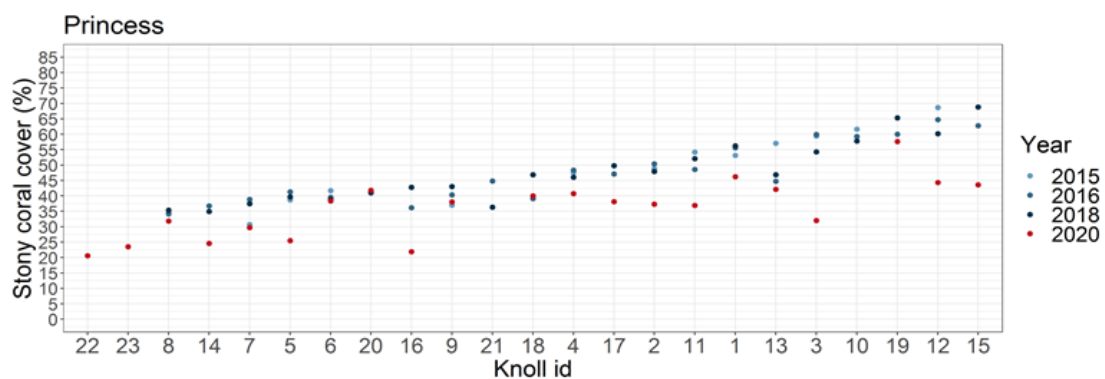
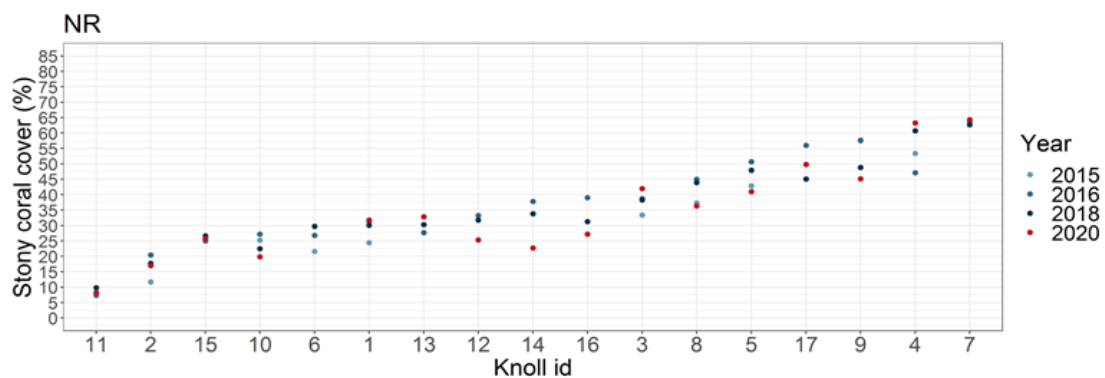
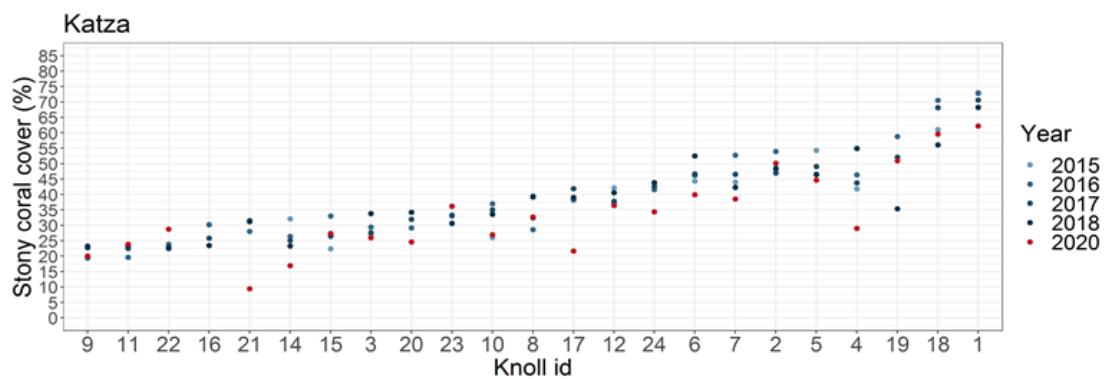
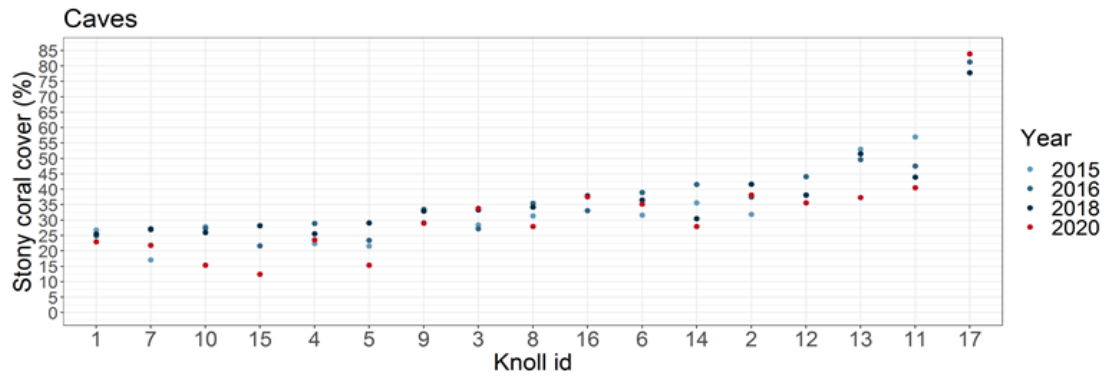
Pomacentridae	<i>Plectroglyphidodon spp.</i>	Pomacentridae	Reef associated
Pomacentridae	<i>Pomacanthus spp.</i>	Pomacentridae	Transient Reef
Pomacentridae	<i>Pomacentrus sulfureus</i>	<i>Pomacentrus sulfureus</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Pomacentrus trichrourus</i>	<i>Pomacentrus trichrourus</i>	associated Reef
Pomacentridae	<i>Pomacentrus trilineatus</i>	Pomacentridae	associated Reef
Priacanthidae	<i>Priacanthus hamrur</i>	Priacanthidae	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Haliophis guttatus</i>	Pseudochromidae	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Haliophis sp.</i>	Pseudochromidae	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Pseudochromis flavivertex</i>	Pseudochromidae	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Pseudochromis fridmani</i>	<i>Pseudochromis fridmani</i>	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Pseudochromis olivaceus</i>	<i>Pseudochromis olivaceus</i>	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Pseudochromis pesi</i>	Pseudochromidae	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Pseudochromis spp.</i>	Pseudochromidae	associated Reef
Pseudochromidae	<i>Pseudochromis springeri</i>	<i>Pseudochromis springeri</i>	associated Reef
Scaridae	<i>Calotomus viridescens</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Cetoscarus bicolor</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Chlorurus gibbus</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Chlorurus sordidus</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Hipposcarus harid</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scaridae spp.</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus collana</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus ferrugineus</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus frenatus</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus fuscopurpureus</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus ghobban</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus niger</i>	Scaridae	Transient
Scaridae	<i>Scarus psittacus</i>	Scaridae	Transient Reef
Scaridae	<i>Scarus spp.</i>	Scaridae	associated
Scorpaenidae	<i>Pterois miles</i>	<i>Pterois miles</i>	Transient Reef
Scorpaenidae	<i>Pterois radiata</i>	<i>Pterois radiata</i>	associated Reef
Scorpaenidae	<i>Scorpaenodes parvipinnis</i>	Scorpaenidae	associated Reef
Scorpaenidae	<i>Scorpaenopsis barbata</i>	Scorpaenidae	associated Reef
Scorpaenidae	<i>Scorpaenopsis diabolus</i>	Scorpaenidae	associated Reef
Scorpaenidae	<i>Scorpaenopsis spp.</i>	Scorpaenidae	associated Reef
Scorpaenidae	<i>Sebastapistes cyanostigma</i>	Scorpaenidae	associated
Serranidae	<i>Aethaloperca rogaa</i>	Serranidae	Transient

Serranidae	<i>Cephalopholis argus</i>	Serranidae	Transient
Serranidae	<i>Cephalopholis hemistiktos</i>	Serranidae	Transient
Serranidae	<i>Cephalopholis miniata</i>	Serranidae	Transient
Serranidae	<i>Epinephelus fasciatus</i>	<i>Epinephelus fasciatus</i>	Transient
Serranidae	<i>Epinephelus malabaricus</i>	Serranidae	Transient
Serranidae	<i>Epinephelus tauvina</i>	Serranidae	Transient
Serranidae	<i>Grammistes sexlineatus</i>	<i>Grammistes sexlineatus</i>	Transient Reef
Serranidae	<i>Pseudanthias spp.</i>	<i>Pseudanthias spp.</i>	associated Reef
Serranidae	<i>Pseudanthias squamipinnis</i>	<i>Pseudanthias spp.</i>	associated
Serranidae	<i>Serranidae spp.</i>	<i>Serranidae</i>	Transient
Serranidae	<i>Variola louti</i>	<i>Variola louti</i>	Transient
Siganidae	<i>Siganus spp.</i>	<i>Siganus spp.</i>	Transient
Siganidae	<i>Siganus argenteus</i>	<i>Siganus spp.</i>	Transient
Siganidae	<i>Siganus luridus</i>	<i>Siganus spp.</i>	Transient
Siganidae	<i>Siganus rivulatus</i>	<i>Siganus spp.</i>	Transient
Siganidae	<i>Siganus stellatus</i>	<i>Siganus spp.</i>	Transient Reef
Soleidae	<i>Pardachirus marmoratus</i>	Soleidae	associated
Sparidae	<i>Acanthopagrus bifasciatus</i>	Sparidae	Transient
Sparidae	<i>Diplodus noct</i>	Sparidae	Transient
Sphyraenidae	<i>Sphyraena barracuda</i>	<i>Sphyraena barracuda</i>	Transient
Sphyraenidae	<i>Sphyraena flavicauda</i>	<i>Sphyraena flavicauda</i>	Transient
Spratelloididae	<i>Spratelloides gracilis</i>	Spratelloididae	Transient Reef
Synanceiidae	<i>Inimicus filamentosus</i>	Synanceiidae	associated Reef
Synanceiidae	<i>Synanceia verrucosa</i>	<i>Synanceia verrucosa</i>	associated Reef
Syngnathidae	<i>Corythoichthys flavofasciatus</i>	Syngnathidae	associated Reef
Syngnathidae	<i>Corythoichthys nigripectus</i>	Syngnathidae	associated Reef
Syngnathidae	<i>Corythoichthys schultzi</i>	Syngnathidae	associated Reef
Syngnathidae	<i>Dunckerocampus multiannulatus</i>	Syngnathidae	associated Reef
Syngnathidae	<i>Syngnathidae spp.</i>	Syngnathidae	associated Reef
Synodontidae	<i>Saurida gracilis</i>	Synodontidae	associated Reef
Synodontidae	<i>Synodontidae spp.</i>	Synodontidae	associated Reef
Synodontidae	<i>Synodus variegatus</i>	Synodontidae	associated
Tetraodontidae	<i>Arothron diadematus</i>	<i>Arothron spp.</i>	Transient
Tetraodontidae	<i>Arothron hispidus</i>	<i>Arothron spp.</i>	Transient
Tetraodontidae	<i>Arothron spp.</i>	<i>Arothron spp.</i>	Transient
Tetraodontidae	<i>Canthigaster cyanospilota</i>	<i>Canthigaster spp.</i>	Transient
Tetraodontidae	<i>Canthigaster margaritata</i>	<i>Canthigaster spp.</i>	Transient
Tetraodontidae	<i>Canthigaster pygmaea</i>	<i>Canthigaster spp.</i>	Transient
Tetraodontidae	<i>Canthigaster spp.</i>	<i>Canthigaster spp.</i>	Transient

Torpedinidae	<i>Torpedo panthera</i>	Torpedinidae	Reef associated
Tripterygiidae	<i>Enneapterygius pusillus</i>	Tripterygiidae	Reef associated
Tripterygiidae	<i>Tripterygiidae sp.</i>	Tripterygiidae	Reef associated

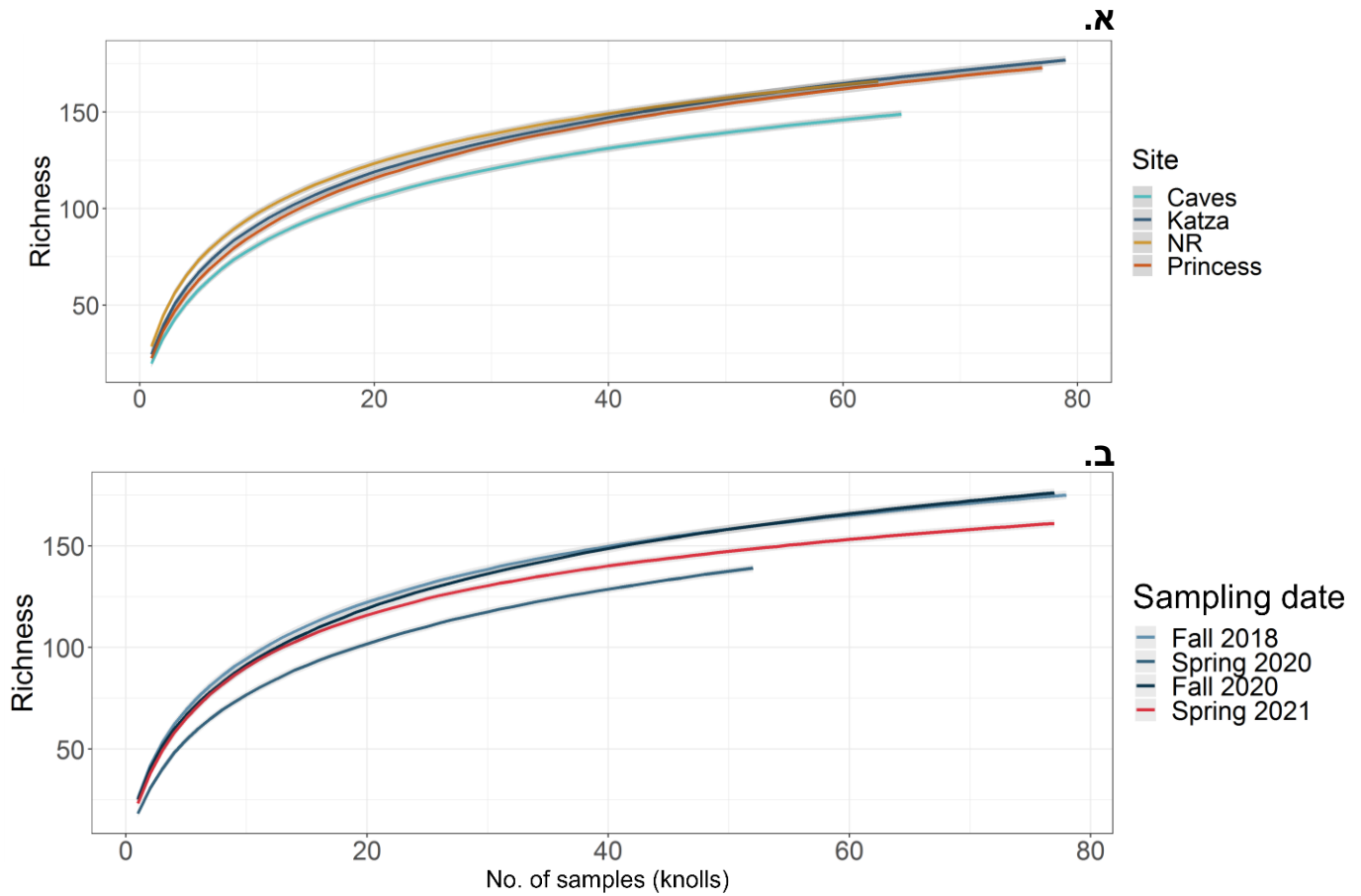
נספח 6

אחוזי הכיסוי של אלמוגי האבן (כולל "אלמוגי אש") בכל אחד מבלטי השונית ובכל אחד מארבעת אתרי הדיגום, כפי שנמדדו בשנות הדיגום השונות. הנקודות בגוונים הכחולים מייצגים את כיסוי האלמוגים לפני הסערה והנקודות האדומות אחרי הסערה. אנליזה זו נועדה לבחון את מאמץ ושיטת הדיגום ולזהות מקרים שבהם קצב הגידול באחוז הכיסוי אינו יכול להיות מוסבר ביולוגית, בהינתן קצב הגידול האיטי של אלמוגי האבן. כמעט בכל המקרים קיים דמיון גבוה בין שנות הדיגום, למעט שנת 2020 שמוסברת על ידי הפגיעה המשמעותית שנוצרה על ידי הסופה שפקדה את חופי אילת.



נספח 7

עקומות רפרקציה המייצגות את עושר מיני הדגים בעזרת שימוש ברשימת המינים המלאה עבור השנים 2018-2021. א. עושר המינים באתרים השונים ו-ב. עושר המינים בשנות הדיגום השונות. השטחים האפורים מייצגים מעטפת רוחב בר-סמך (CI) של 95% עבור העקומות.



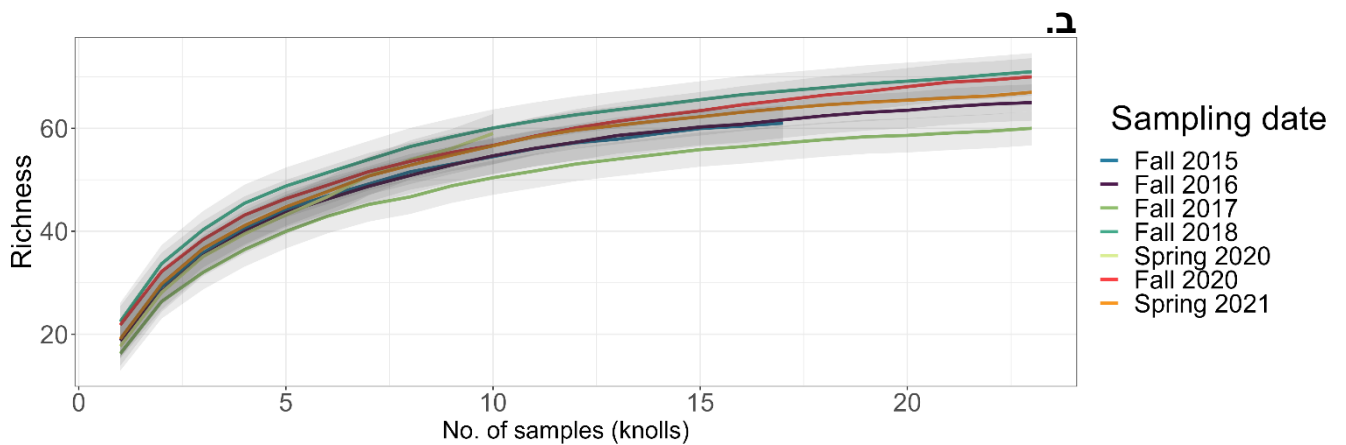
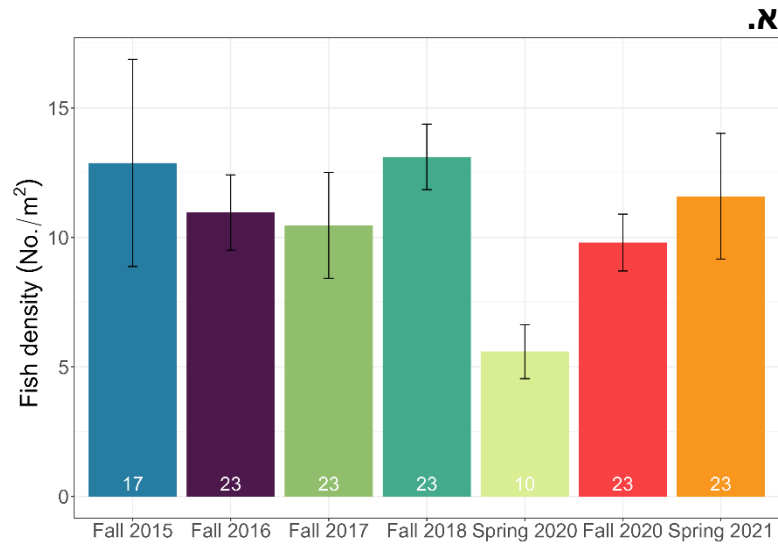
נספח 8

ששת המודלים המיטבים ($\Delta AICc < 2$) אשר בוחנים את הקשר בין חוסר הדמיון בחברות הדגים למאפייני בלטי השונית. +/- מסמל כי המשתנה נכלל/לא נכלל במודל, בהתאמה.

6	5	4	3	2	1	משתנים\מודל
+	+	+	+	+	+	אתר
+	-	+	+	+	+	עומק (מ', סקאלה לוגריתמית)
+	+	+	-	+	-	מושבות אלמוגים שבורות (%)
+	+	+	+	-	-	אחוז כיסוי (%)
-	-	-	-	-	-	שטח פנים (מ"ר, סקאלה לוגריתמית)
+	+	-	-	-	-	אחוז כיסוי של אלמוגים (%) * מושבות אלמוגים שבורות (%)
9	8	8	7	7	6	<i>df</i>
31.03	29.57	29.68	28.28	28.64	27.28	<i>logLik</i>
-38.05	-38.50	-38.72	-39.06	-39.78	-40.01	<i>AICc</i>
1.96	1.51	1.29	0.95	0.23	0.00	ΔAIC
0.02	0.03	0.03	0.04	0.06	0.07	<i>AIC weight</i>
0.70	0.68	0.68	0.65	0.66	0.64	r^2

נספח 9

א. צפיפות דגים (mean±se) באתר קצא"א (KA) במועדי הדיגום השונים. המספרים בתחתית העמודות מייצגים את כמות בלטי השונית בכל אתר אשר מתוכם חושב הממוצע. ב. עקומות רפרקציה (sample-based rarefaction) עבור מועדי הדיגום אשר מייצגות את הקשר בין מספר בלטי השונית שנסקרו לעושר המינים של חברות הדגים. השטחים האפורים מייצגים מעטפת רווח בר־סמך (CI) של 95% עבור העקומות.



03/10/2022

לכבוד: רעיה שורקי
מנכ"לית רשות הטבע והגנים

הנדון – חוות דעת אקולוגית בנושא הבנייה על חופי אילת

מפרץ אילת מהווה משאב טבע ייחודי בעל חשיבות רבה בקנה מידה לאומי ובין-לאומי. זהו המקום היחיד בישראל שבו מתקיימות שוניות אלמוגים מהעשירות והמגוונות בעולם. בזכותן העיר אילת מהווה מוקד משיכה לתיירים וחובבי טבע רבים מהארץ ומרחבי העולם, תיירות המהווה משאב כלכלי חשוב לתושבי העיר ולמדינת ישראל.

מחקרים שפורסמו במהלך השנים האחרונות טוענים שמפרץ אילת מהווה מפלט עולמי לשוניות אלמוגים בעידן הנוכחי המתאפיין בשינויים אקלימיים המאיימים על רוב שוניות האלמוגים בעולם (לדוגמה - Fine et al. 2013). על כן, למפרץ אילת חשיבות גבוהה לא רק ברמה הלאומית, אלא גם ברמה הבין-לאומית ולישראל יש הזדמנות נדירה להגן על מערכת אקולוגית רגישה שבמקומות רבים בעולם דועכת בקצב מהיר.

במהלך השנה האחרונה בוצעו לאורך חופי אילת עבודות תשתית רבות הכוללות, בין היתר, בניית טיילת לאורך קו החוף, שחלקים שלה נבנו ממש על החוף ואף באזור הכרית (חלק של החוף שנחשף ומתכסה בגאות ובשפל). בחוות דעת אקולוגית זו אתעלם מההיבט הציבורי הקשור לכיסוי התשתית הטבעית של חופי הים (משאב ציבורי מוגבל ויקר) ביציקות בטון ואפרט אך ורק את הפגיעה במערכות האקולוגיות הנלוות לבנייה על חוף הים.

המפגש בין הים וחוף הים, הכולל גם את אזורי הכרית (תת-כרית, כרית ועל-כרית), מהווה, לכשעצמו, אזור ערכי מאוד מבחינה אקולוגית מאחר ועל פני טווח מרחבי צר מאוד נמצאים אזורי מחייה הנבדלים באופן ניכר בתנאים הסביבתיים הנוצרים בהם (כגון - יובש/לחות/רטיבות, טמפרטורה, קרינה, מליחות). אזורי מחייה אלה, הנקראים "חגורות" (אזורי משנה בחוף, על פי מיקומה של חגורת החוף יחסית למי הים), מהווים בית לאורגניזמים רבים המתקיימים בחגורה הספציפית המתאימה להם בהתאם לצרכיהם הפיסיולוגיים וההתנהגותיים.

אזור הכרית ברוב חופיה של אילת מאופיין במצע סלעי שנקרא סלע-חוף (beachrock; איור 1). סלע החוף נוצר מליכוד של אבנים ושלדי בעלי חיים ימיים (בעיקר אלמוגים, צדפות וחלזונות). הוא מהווה בית גידול מורכב יותר מהאזור החולי ובגלל מורכבותו המבנית ניתן למצוא בו מגוון רב של בעלי חיים שעברו התאמות לתנאים המשתנים באזור זה, כגון זנקן הסלעים (*Alticus kirkii magnusi*), דג ממשפחת הקרנוניים המסוגל לשהות מחוץ למים ולקפץ על פני האזור הסלעי, נחשוניים, סרטנים, מגוון רב של רכיכות, לרבות כיטונים, צלחיות ויסדוקים.



איור 1. סלע חוף (beachrock). א. סלע חוף רחב באתר קצא"א; ב. שלד של אלמוג שהתלכד בסלע החוף; ג. דג מהמין זנקן הסלעים (*Alticus kirkii magnusi*) משחר לטרף על סלע החוף; ד. רכיבה ממחלקת הכיטונאים (*Amphineura*) רועה אצות על סלע החוף.

בנוסף, חופים מסוימים באילת שבהם החוף חולי עשויים להוות אזורי הטלה לצבי ים, או אזור שבו חיים סרטני חולון ים-סופי (*Ocypoda saratan*; איור 2). סרטנים אלה חיים במחילות אותן הם חופרים בחוף החולי, המגיעות עד לאזור הלח של החול. המחילות מעניקות להם הגנה מפני טורפים, קרינה חזקה, יובש וטמפרטורות גבוהות והם יוצאים לשחר מזון באזור המפגש בין הים והחוף.



איור 2. סרטני חולון מהמין *Ocypode saratan* בחוף הצפוני באילת. א. מחוץ למחילה, תר אחר מזון; ב. מחילת הסרטן חפורה לעומק החוף החולי.

אחד מהמאפיינים הייחודיים למפרץ אילת הוא קרבתן של שוניות האלמוגים לחוף. בעוד שבמקומות רבים בעולם שוניות האלמוגים נמצאות רחוקות יחסית מחופי הים, באילת ניתן למצוא אותן כבר במי אפסיים, ממש בצמוד לקו החוף. על כן, כל מה שנעשה על חוף הים עלול להשפיע באופן ניכר על שוניות האלמוגים באילת.

מעבר לערכיותו האקולוגית של חוף הים, על מגוון הגומחות (נישות) האקולוגיות המצויות בו, אזור זה חשוב גם מבחינה גיאומורפולוגית. התשתית הטבעית של חוף הים נוצרה במהלך אלפי שנות אינטראקציה בין הים והחוף. במצבי ים קיצוניים, חוף הים מהווה אזור "מבלע" לאנרגיית הגלים וכאשר גל נשבר על החוף, האנרגיה שלו פוחתת ונבלעת בתשתית הטבעית של החוף, דבר המשפיע על קצב הסעת הסדימנט (סחופת/משקעים; לרוב מדובר בחול) לאורך חופי אילת. שינויים גיאומורפולוגיים בחופי הים, סביר מאוד שישפיעו גם על אנרגיית הגלים לאורך החופים ולכן גם על קצב וכיוון הסעת הסדימנט.

חוות דעת זו מתייחסת לפגיעה שעלולה להיגרם מבינוי על חוף הים באילת הן כתוצאה מפגיעה ישירה בבתי הגידול הטבעיים ובאורגניזמים המאכלסים אותם והן כתוצאה מפגיעה בתשתית הטבעית, בגאומורפולוגיה החופית ובממשק שבין החוף והים.

למיטב הבנתי, הפגיעה במערכות האקולוגיות החופיות והימיות יכולות להיגרם בעיקר בגלל:

1. הפרה/פגיעה בגאומורפולוגיה החופית – להפרה/פגיעה בגאומורפולוגיה החופית יש השפעה קצרת וארוכת-טווח גם על היצורים החיים בים וגם על התשתיות הטבעיות והמלאכותיות. הפרת המצב הקיים של הגאומורפולוגיה החופית מובילה במקרים רבים להסעת סדימנט מאזור אחד לאזור אחר כתוצאה מהמפגש בין גלי הים והחוף ואף כתוצאה מרוחות. רבים מבעלי החיים לאורך חופי אילת בכלל ובשוניות האלמוגים בפרט הם יצורים מסננים (כלומר, כאלה שמסננים מתוך גוף המים את מזונם - חומר אורגני מרחף או יצורים פלנקטוניים), כגון ספוגים, איצטלנים, צדפות, חלזונות, סרטנים, חייטחביים, וחבצלות-ים. סדימנט שמורחף במי הים ומגיע ליצורים אלה, כמו גם לאלמוגים שהם אלה שבונים את שוניות האלמוגים באילת, סותם את אברי הסינון וההזנה שלהם (כגון הפוליפים באלמוגים) ופוגע בצורה משמעותית במאזן האנרגטי שלהם. למעשה, הם לא מסוגלים להיזון ולעומת זאת הם משקיעים אנרגיה רבה בניסיון לסלק את גרגרי החול שנצמדו אליהם. במקרים רבים הם נאלצים לייצר ריר שמאגד את גרגרי החול ומסיע אותם אל מחוץ לאברי הסינון. אותו ריר מהווה לעתים גם מצע להתיישבות של פתוגנים שעלולים לחולל מחלות באלמוגים (Weber et al. 2012, Gao et al. 2021, Tuttle and Donahue 2022). בנוסף, המצב הפיסיולוגי הבעייתי שבעל החיים נקלע אליו בעקבות כיסוי בסדימנט מחליש אותו והופך אותו רגיש יותר להתפתחות של מחלות (Weber et al. 2012). נמצא, למשל, קשר חזק בין סדימנטציה מוגברת ובין רגישות האלמוגים להלבנה (coral bleaching; לדוגמה - Meehan and Ostrander 1997). אין ספק שהפרעה מסוג זה מהווה איום משמעותי על אלמוגים ובעלי חיים ימיים מסננים ובמיוחד על אלה שמאכלסים את שוניות האלמוגים ועל כן יש צורך להימנע משפיכת חול או הרחפת סדימנט בסביבה הימית. בנוסף, לסדימנט ולתנועה שלו יש השפעה על יציבות אלמנטים מלאכותיים הנבנים על חוף הים, שבעקבותיה נאלצים להוסיף סדימנט (כפי שיוסבר בהמשך) והפגיעה במינים השונים ובתשתיות רק תגבר.

לסופות דרומיות במפרץ אילת יש כוח רב להסיע סדימנט ממקום למקום באזור החופי. יציקות בטון על חוף הים משנות בצורה משמעותית את אופי המפגש של הגלים עם החוף. בחוף טבעי, אנרגיית הגלים "נבלעת" ברובה בחוף. לעומת זאת, כאשר בונים מבנה בטון על החוף בעל מימדים אנכיים (כדוגמת הטיילות שנבנות באילת), הגלים פוגעים במצעים האנכיים והאנרגיה שלהם באה לידי ביטוי בהתחזרות בסדימנט המצוי בבסיס המבנים, כך שהזרם החוזר (rip current) מסיע אותו אל תוך הים כמויות גדולות של חול אשר מסכן את שוניות האלמוגים ומרביד עשב הים הסמוכים. אלה עלולים להיקבר תחת כיסוי החול, או שייוצרו כיסי חול חדשים על קרקעית הים שבשלב מאוחר יותר, בגלל פעילות ביולוגית, יהוו מקור להעברה **כרונית** של המים ולסדימנטציה שפוגעת באלמוגים וביצורים רבים ששוכנים בשוניות האלמוגים המסננים את מזונם מתוך המים, כפי שהוסבר בפסקה קודמת. יש לציין שבשוניות אלמוגים פוטוסינתזה היא מנגנון חשוב ליצורים רבים, לרבות לאלמוגים עצמם הבונים את השוניות. הרחפת סדימנט במי הים מעכירה את המים, פוגעת בחדירת האור ולכן גם פוגעת במנגנון הפוטוסינתזה.

בנוסף, גריעת סדימנט מהחופים תפגע בנוחות החוף עבור הציבור (כלומר, חופים שהיו מכוסים בחול יהפכו לחופים סלעיים), דבר שיוביל לדרישה "לרפד" את חופי הים בסדימנט תחת הטענה שלציבור לא נוח או שהוא עלול להיפצע (כפי שנעשה בחוף הדקל וב"חוף של מוש" בגלל הפרה של התשתית הטבעית). כמוכן, שאותו סדימנט שיוסיפו לחוף באופן מלאכותי לא יוכל להישאר שם ולאורך השנה הים ינגוס בו באיטיות ויגרום לפגיעה והעברה **כרונית** של האזורים הרדודים שבהם מצויות גם שוניות האלמוגים. בסערה הבאה, כל תוספת הסדימנט המלאכותית שנתרה תינגס ביד אחת על ידי הים ותכסה את קרקעית הים על כל ערכי הטבע המצויים בה. וכך חוזר חלילה, בכל פעם שיפזרו שוב סדימנט על חוף הים.

בטווח הארוך יותר, עלול להיגרם נזק לסלעי החוף. סדימנט שייגרע מאזור סלע החוף ומתחתיו יכול להפוך את היציקות המסיביות של הטיילת לכבדות מידי עבור סלע החוף העשוי משטחים על גבי משטחים וליצור בו סדקים. פגיעה משנית בסלעי החוף אירעה בסערה של 2020 בחוף הגולשים לאחר שהסירו חלקים מסלע החוף לטובת בטיחותם של הגולשים. חשיפת החזית של סלע החוף גרמה להתחתרות תחתיו במהלך הסערה ושבירה של משטחים שאותם נאלצו לסלק מהחוף מכיוון שהפכו למפגע בטיחותי.

דעתי היא שברוב המקרים קשה לחזות מה תהיינה בדיוק ההשפעות של בניית הטיילת בסמוך לקו החוף, אך ניתן ללמוד מהתערבויות דומות שנראה כי גרמו לשינויים גאומורפולוגיים חופיים בלתי צפויים במקומות אחרים, למשל: (א) באזור בית ינאי ניסו להגן על מצוק הכורכר באמצעות קיר בולדרים. זמן קצר לאחר בניית הקיר, סערות חורף גרעו סדימנט מבסיס הקיר ופגעו ביציבותו. בעקבות גריעת הסדימנט מהחוף, החוף אף הוצר יותר ממה שהיה לפני בניית הקיר. חשוב גם לזכור שמלכתחילה, הפגיעה בחוף ובמצוק הכורכר היא תוצאה של מבנים חופיים/ימיים שחסמו את תנועת הסדימנט לאורך חופי ישראל (כגון מרינות ושוברי גלים); (ב) דוגמה נוספת היא מאילת. ב"חוף של מוש" באילת יצרו קירות הגנה על המסעדה. בסערה הראשונה לאחר בניית הקירות נראתה גריעה משמעותית של סדימנט מצפון לחוף של מוש, דבר שפגע גם בחוף הדקל והוביל לבקשות רבות של פיזור חול בחופים; (ג) דוגמה נוספת מאילת היא במסוף הגבול עם מצריים. אולם הנכנסים לישראל במסוף בנוי כמעט על קו המים ולאחר הסערה של 2020 נגרעו כמויות גדולות של סדימנט מתחת למבנה ונפער **בולטן** באולם הנכנסים. מי שיתבונן במבנה זה מכיוון הים יבחין בבירור שרוב יציקות הבטון שנעשו על קו החוף "מרחפות" מעל גובה החוף הנוכחי, דבר המעיד על גריעה משמעותית של סדימנט מהחוף. בימים אלה נאלצים ליצוק כמויות אדירות של בטון בבסיס המבנה על מנת למנוע התמוטטות וכן לצקת "קיר כובד" (חומת הגנה) שימנע את הרס המבנה בסערה הבאה. מאזור זה קיימות עדויות נוספות להשפעה של בנייה חופית על מאזן הסדימנט בחוף **ואף בים**. בנוסף לאולם הנכנסים במסוף הגבול, נבנתה גם חומה שמפרידה בין החוף ובין כביש 90 (איור 3א'). חומה זו נבנתה במרחק מטרים ספורים מקו המים ואני סבור שאת השלכותיה על מאזן הסדימנט רואים בבירור גם מתחת לפני הים (בשונה מאתרים אחרים שבהם אין בנייה קרובה לקו החוף). ניתן לראות מול החומה ומול מסוף הגבול גריעה של כמויות מאוד גדולות של סדימנט מבסיס בלטי השונית (reef knolls) שמצויים באזור (איור 3ב'), ולעומת זאת, הערמות של סדימנט באזור אחר שגרמה לכך ששוניות אלמוגים נקברו מתחת לסדימנט (איור 3ג'). עדות נוספת לגריעה משמעותית של סדימנט בקרקעית הים (שכבה של יותר מ-25 ס"מ) ניתן לראות באתר זה מחשיפה של צינורות שנבנים על ידי שושנות־ים מהסוג *Cerianthus*. שושנות אלה בונות במהלך חייהן את הצינורות שאליהם הן מתכנסות בעת סכנה מתחת למפלס הקרקעית. לאחר הסערה שפקדה את חופי אילת במרץ 2020, חלקן העליון של הצינורות נחשף ומהווה אינדיקציה מהימנה לירידה משמעותית של מפלס הסדימנט באזור זה (איור 3ד' ו־ה'). חשוב לציין שהבעיה העיקרית של גריעת סדימנט במקום אחד היא העברת מי הים, היערמותו במקום אחר וכיסוי של ערכי טבע חשובים, כגון שוניות אלמוגים ועשבי־ים. בנוסף, גריעת סדימנט מבסיס בלטי השונית באתר זה פגעה ביציבותם וגרמה להתהפכות בלטי שונית כתוצאה מאנרגיית הגלים.



איור 3. הפרה ושינוי של מפלס הסדימנט באזור מסוף הגבול טאבה והחומה שנבנתה לאורך כביש 90 (מצפון למסוף ועד חוף הנסיכה). א. הסערה שפקדה את חופי אילת במרץ 2020 מכה בעוצמה בחומה שנבנתה על חוף הים; ב. עדות לגריעה משמעותית של סדימנט על פי חשיפתם של בסיסי בלטי האלמוגים (reef knolls) באזור שמול החומה (האזור הבהיר בתחתית הבלטים); ג. סדימנט שנערם באזור אחר באתר זה קובר תחתיו קטעי שונית; ד. צינור קשיח שנבנה על ידי שושנתיים מהסוג *Cerianthus* באתר הנסיכה (מול החומה שבפאנל א'), כאשר חלקו העליון (יותר מ-25 ס"מ) נחשף בגלל גריעת סדימנט וירידת מפלס הקרקעית; ה. מקבץ של צינורות דומים מול מסוף הגבול טאבה שחלקו העליון נחשף בגלל ירידת מפלס הקרקעית.

מעבר לדוגמאות הנ"ל מישראל, בספרי הלימוד בתחום של בלייה חופית (Costal Erosion), מוצגות דוגמאות רבות של נסיגת חוף הים כתוצאה מבנייה בקרבה לקו המים. באיור 4, למשל, מתוך ספר הלימוד של Pinet (1992), ניתן לראות בצורה ברורה שמבנים שנבנו בסמיכות לקו המים יצרו גריעה של סדימנט ונסיגה של החוף מול המבנים ומשני הצדדים שלהם.



איור 4. בלייה ופגיעה בגאומורפולוגיה החופית בגלל בנייה באזור החופי [מתוך איור 2-15 בספר *Oceanography* (Pinet 1992)]. א. קיר הגנה על מבנה שבולט אל תוך הים יצר נסיגה של החוף מצפון ומדרום למבנה; ב. חומה שנבנתה על החוף יצרה זרם חוזר (rip current) שגרע סדימנט מהחוף ומבסיס החומה שנבנתה.

2. פגיעה בסביבה הימית במהלך ביצוע העבודות – בנוסף לפגיעה הפיזית והרס בתי גידול טבעיים כתוצאה מיציקות בטון על החוף ופגיעה כרונית שנובעת כתוצאה משינויים בגאומורפולוגיה של החוף, לעבודות הבניה השלכות ישירות על המערכות הימיות הטבעיות. הרחפה של חול כתוצאה מנסיעת כלים כבדים בקרבת קו המים (איור 5) גורמת לענני עבירות בים, כאשר צלילות המים היא מאפיין חשוב מאוד עבור שוניות האלמוגים באילת. בנוסף, סדימנט מורחף פוגע באלמוגים וביצורים מסננים רבים החיים במערכות האקולוגיות במפרץ (כפי שמוסבר בסעיף 1). בנוסף, הכלים ההנדסיים הכבדים נוסעים במהלך עבודתם על סביבה אקולוגית רגישה ותחת משקלם הרב נדרסים ערכי טבע, לרבות סלעי החוף שנשברים.



איור 5. כלי הנדסי כבד נוסע בתוך הים ומרחיף כמויות גדולות של סדימנט המתפזר אל תוך הים ויוצר ענן עכירות (מתוך דף ה-Facebook של עמותת מדבר וים אילת).

דליפה של חומרים מזהמים, כגון בטון במהלך היציקה, או דלק וחומרי סיכה מהכלים הכבדים, מסכנים גם הם את המערכות האקולוגיות הימיות ועלולים לפגוע במערכות פיזיולוגיות חיוניות של אורגניזמים ימיים. לצערנו, כל אלה מתרחשים גם אם אין מצב של "תקלה", אך במקרים רבים לעבודות כאלה נלוות גם תקלות וחרیגות מהוראות העבודה שמחמירות בהרבה את כל המתואר מעלה.

3. **נוכחות טיילת במרחק אפסי ממערכת אקולוגית רגישה** – כפי שהובהר בתחילת המסמך, מערכת השונית במפרץ אילת, בניגוד למקומות אחרים בעולם, מתחילה ממש במי אפסיים, בסמוך לקו החוף. מכאן, שלפעילות האנושית שמתרחשת על חוף הים השפעה ישירה ואף **כרונית** על שוניות האלמוגים. בניית טיילת על חוף הים משפיעה בין היתר על סוג הפעילות האנושית בחוף ומגבירה את האינטנסיביות שלה. על כן, בנוסף להשפעותיה על מבנה החוף, סביר שהיא תגביר את הזיהום שיגיע לים. גם אם מנסים לעשות את המיטב על מנת למנוע נזקים הנובעים מנוכחות הטיילת, במקרים רבים נוצרת מציאות חדשה שדורשת דרישות חדשות שאינן מטיבות עם הסביבה. למשל, בהקשר של זיהום אור, אם הטיילת לא תהיה מוארת מספיק, הרי שעלולה להיווצר בעיה בטיחותית ואז, במקרים רבים בטיחות גוברת על הצורך לשמור על הטבע ומופעלים לחצים להאיר את הטיילת באופן שפוגע בסביבה הימית (טענות נפוצות של יזמים ומפעילי חופים – "מה קודם למה, חיי אדם או אלמוגים?", או "אבל התאורה של הנמל הרבה יותר חזקה").

לסיכום, אני סבור שלמבנים שנבנים על חוף הים (כדוגמת הטיילת שנבנית בימים אלה), או בקרבה מוגזמת לים, עלולה להיות השפעה ניכרת על מפרץ אילת וערכי הטבע שעליהם אנו מעוניינים לשמור. בנייה כזו, מעבר לפגיעתה הישירה בבתי גידול טבעיים ובאורגניזמים ימיים, מוציאה את הממשק הטבעי בין החוף והים משיווי משקל קיים ועלולה להוביל אותו למצב שבו תידרש התערבות מתמדת (כרונית) של האדם על מנת לשמור את החופים נוחים עבור האדם (כגון, ריפוד החופים בחול, או ייצור הגנות נוספות על המבנים בגלל מצבי ים קיצוניים שצפויים להחמיר עם השנים בגלל שינויים אקלימיים). זהו פיתוח שרחוק מלהיות "פיתוח מקיים" שיוביל להפרעה כרונית בסביבה הטבעית. קשה לחזות באופן מדויק מהיכן ייגרע סדימנט ולהיכן יתווסף (אם כי הדוגמאות שהצגתי מעלה ממחישות מצבים כאלה), אך אין לי ספק שליציאה משיווי המשקל הקיים במאזן הסדימנט יהיה מחיר סביבתי שיפגע במערכת הטבעית במפרץ אילת, מערכת ייחודית ונדירה המהווה מוקד משיכה לתיירים מהארץ ומהעולם. יש לקחת בחשבון שמפרץ אילת, מעבר לחשיבותו ברמה הלאומית (בין היתר לכלכלת העיר אילת ותושביה), יש לו גם חשיבות ברמה העולמית בזכות היותו

מפלט עולמי לשוניות אלמוגים (Fine et al. 2013). על כן, למדינת ישראל יש הזדמנות נדירה להגן על מערכות אקולוגיות ימיות ערכיות מאוד, לרבות שוניות האלמוגים, שבמקומות אחרים בעולם מתדרדרות בקצב מהיר (Hoegh-Guldberg 2014, Heron 2016). חשוב מאוד לשפר את מצב וחזות החופים באילת, אך יש למנוע פיתוח תיירותי שיפגע במוקד המשיכה של התיירים ובהזדמנות שניתנה בידינו לשמור על שוניות האלמוגים.

ספרות מקצועית מצוטטת

1. Fine M, Gildor H, Genin A (2013) A coral reef refuge in the Red Sea. *Glob Chang Biol* 12:3640–3647.
2. Gao, C., Garren, M., Penn, K. et al. (2021) Coral mucus rapidly induces chemokinesis and genome-wide transcriptional shifts toward early pathogenesis in a bacterial coral pathogen. *ISME J* 15, 3668–3682.
3. Meehan, W. J. & G. K. Ostrander, 1997. Coral bleaching: a potential biomarker of environmental stress. *J. Toxicol. Envir. Health* 50:529–552.
4. Pinet PR (1992) *Oceanography, an Introduction to the Planet Oceanus*. Jones & Bartlett Publishers. pp.572.
5. Tuttle, L.J., Donahue, M.J. (2022) Effects of sediment exposure on corals: a systematic review of experimental studies. *Environ Evid* 11, 4.
6. Weber M, de Beer D, Lott C, Polerecky L, Kohis K, Abed RMM, Ferdelman TG, Fabricius KE (2012) Mechanisms of damage to corals exposed to sedimentation. *Proc Natl Acad Sci USA* 109:E1558–E1567.
7. Hoegh-Guldberg, O. (2014). Coral reefs in the Anthropocene: persistence or the end of the line? *Geol. Soc. Spec. Publ.* 395, 167–183. doi: 10.1144/SP395.17
8. Heron SF, et al. (2016) Validation of reef-scale thermal stress satellite products for coral bleaching monitoring. *Remote Sensing* 8:59, doi:10.3390/rs8010059.

בברכה,



ד"ר אסף זבולוני
אקולוג מפרץ אילת
רשות הטבע והגנים

העתקים

יהושע שקדי, מדען ראשי, רט"ג
גלעד גבאי, מנהל מחוז דרום, רט"ג
אסף הברי, מנהל מרחב מפרץ אילת, רט"ג
רותי נשיץ, מתכנתת מחוז דרום, רט"ג