

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

בחינת האמצעים לוויסות המיינה המצויה (*Acridothores tristis*) בשטחים מוגנים – העדפות בתי גידול, ממשק והשפעת הממשק על שפע והתנהגות המיינות

דוח מסכם



אלי פינרוב, אסף שוורץ, אורי רול ושי מאירי

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

תודות

ברצוננו להודות לאנשים רבים אשר תרמו לביצוע מחקר זה.

רמת הנדיב: ד"ר ליאת הדר, אמיר ארנון, אלעד זיסו, דודו ארוש, פני מושאיב, ג'וזף חדאד, חסן סאלח, מורן ירון, מחפוז ח'טיב, ווהבי ח'טיב, נינה הנגבי, ד"ר צח גלסר, ד"ר יעל נבון, גיא נזרי, גמא שפר, רפי זיגל, גלי כהן והוגו יאן טראגו.

רשות הטבע והגנים: ד"ר יריב מליחי, יונתן סבלסקי, אוהד הצופה, ברוך תמם, ג'יהאד סעסע, יגאל מילר, בן רוזנברג ויעד אבירם.

תודות גם לחברי מעבדת שי מאירי באוניברסיטת תל אביב, ולטמיר בן מיור, עמית נחמיה, נועם שגב, יותם גנדלר, נלסון שבחמן, פרנסיס ארגייל, גיא אברהם, ד"ר רונית כהן-ספר ויהונתן בן ארויה.

אנו מודים לרמת הנדיב ולרשות הטבע והגנים על מימון המחקר.

תוכן עניינים

2	תודות
4	Executive summary
6	תקציר
7	1. מבוא
7	1.1 המיינה המצויה
8	1.2 המיינה המצויה בישראל
9	1.3 ממשק המיינה המצויה בעולם
10	2. מטרות המחקר
11	3. שיטות וחומרים
11	3.1 אתרי המחקר
11	3.2 שיטות המחקר
11	3.3 סקר מיינות
14	3.4 מבחן חששנות (FID)
14	3.5 ניסוי לכידת מיינות
15	3.6 ניתוח סטטיסטי
16	3.7 הצהרה אתית
16	4. תוצאות
16	4.1 העדפות בתי הגידול (פארק הטבע רמת הנדיב)
17	4.2 השפעת הלכידה על שפע המיינות בשטחים מוגנים
24	4.3 השפעת הלכידה על רמת החששנות של המיינות (FID)
27	5. דיון
27	5.1 העדפות בתי הגידול (פארק הטבע רמת הנדיב כמקרה בוחן)
27	5.2 השפעת הלכידה על שפע המיינות בשטחים מוגנים
29	5.3 השפעת הלכידה על רמת החששנות של המיינות (FID)
29	5.4 היבטים סוציו-אקולוגיים
30	6. מסקנות
30	7. המלצות
32	8. מקורות
40	נספח 1 – נתוני לכידה יומיים באתרי המחקר

Executive summary

The common myna (*Acridotheres tristis*) is a highly successful invader in many countries globally. It is known as one of the worst invasive species in the world, with various evidences showing its' adverse impacts on native species. Since the myna invaded Israel in 1997, it is growing in numbers and in distribution, with a recent penetration into natural and protected areas that poses a threat to native species.

The main aim of the research was to test the feasibility and effectiveness of a promising control method that could mitigate the presence of mynas in protected areas, by examining the effect of trapping on myna abundance inside these areas. Additionally, we examined how trapping affects mynas' behavior inside protected areas by measuring flight initiation distances (FID). We also investigated whether mynas show preference for a certain habitat inside a protected area, using Ramat Hanadiv nature park as a case study. During two breeding seasons (2021-2022), we recorded myna presence and FIDs in three protected areas in Israel, before and after trapping experiments lasting approximately 45 days in each site. Trapping efforts used high trap density (10.16 traps/km²), achieved high specificity (95.3%) and resulted in 368 captured mynas across the three sites.

We found that trapping dramatically reduced myna abundance inside two protected areas (92.7% and 85.4% reduction in Ramat Hanadiv and Yarkon Sources National Park, respectively), with numbers staying significantly low even several months after trapping. An insignificant reduction found in the third site (Tel Afek National Park) may indicate that time-limited treatment may not be very effective for protected areas that are surrounded by urban environments with established myna populations. FIDs significantly increased after trapping in all sites, indicating trapping actions caused heightened vigilance that may lead to negative effects on individual fitness. We also found significant differences in mynas' habitat preference: mynas were more active in the buffer zone of Ramat Hanadiv than in the urban area adjacent to it and the highly modified recreation areas. This flags the problematcalness in management actions of a natural habitats to reduce the potential damage of

fires to an adjacent settlement (i.e., grazing and mowing of dense vegetation that create open spaces), as these actions may encourage the penetration of invasive species into the natural area.

The empirical evidence found in current research imply that a relatively simple intervention in the form of cage trapping can dramatically reduce myna abundance for longer time than expected and can be used to manage myna populations in protected. In other words, it is possible to develop a management strategy to remove mynas from protected areas and thus mitigate their negative impacts. Further research is needed to understand the impact of myna mitigation on native communities to ensure the effectiveness of this method.

תקציר

המיינה המצויה היא ציפור שיר שפלשה בהצלחה למדינות רבות בעולם. היא נחשבת לאחד המינים הפולשים המזיקים ביותר בעולם, ובאזורי הפלישה שלה קיימות עדויות רבות המתארות פגיעה שלה במינים מקומיים. מאז פלישתה של המיינה לישראל בשנת 1997, אוכלוסייתה גדלה, מתפשטת במרחב ולאחרונה אף חודרת לשטחים פתוחים ומוגנים, מה שמציב בסיכון בעיקר מיני עופות מקומיים אשר זקוקים למרחבים אלו ופעילים בהם.

מטרתו העיקרית של מחקר זה הייתה לבחון את השימויות והאפקטיביות של שיטת ממשק אשר נמצאה כמבטיחה בצמצום הנוכחות של המיינה בשטחים מוגנים, באמצעות בדיקת ההשפעה של לכידה עם מלכודות כלוב סלקטיביות על שפע המיינות בתוך שטחים אלו. בנוסף, בדקנו כיצד לכידה משפיעה על התנהגות המיינות על ידי מדידת מרחקי הבריחה שלהן. במסגרת המחקר נבחנו גם העדפות בתי הגידול של המיינות בתוך השטח המוגן (פארק הטבע רמת הנדיב כמקרה בוחן). במהלך שתי עונות קיבול (2021-2022), תיעדנו נוכחות ומרחקי בריחה של מיינות בשלושה שטחים מוגנים בישראל, לפני ואחרי ניסויי לכידה של כ-45 יום בכל אתר. מאמץ הלכידה כלל הצבת מלכודות בצפיפות גבוהה (10.16 מלכודות/קמ"ר), הראה רמת סלקטיביות גבוהה (95.3%) ובסיומו נלכדו 368 מיינות בכל שלושת האתרים.

מצאנו כי שפע המיינות אחרי הלכידה ירד בצורה משמעותית בשני אתרים (ירידה של 92.7% ו-85.4% בפארק הטבע רמת הנדיב ובאתר מקורות הירקון, בהתאמה) וכי מספר המיינות נשאר נמוך עד אפסי גם חודשים לאחר סיום הלכידה. מאמצים אלו מעידים על ישימות השיטה בויסות המיינות בשטח מוגדר לטווח בינוני. ירידה קלה בלבד נמצאה באתר נוסף (אתר תל אפק) ומעידה כי יתכן וממשק זה, במידה שהוא מבוצע באופן זמני בלבד, יעיל פחות באתרים המוקפים סביבה עירונית עם אוכלוסיית מיינות מבוססת אשר יכולה לשמש כמקור. מצאנו גם כי מרחקי הבריחה עלו באופן משמעותי לאחר מאמץ הלכידה בכל שלושת האתרים, ממצא המעיד על חששנות מוגברת עקב הלכידות, אשר עשויה להוביל לירידה בכשירות של פרטים באוכלוסייה. בעוד שהמיינה ידועה בהעדפתה לבתי גידול עירוניים ומופריים, נמצא כי דווקא אזור החיץ היה אזור הפעילות המועדף על המיינות הפעילות ברמת הנדיב, עם רמת פעילות גבוהה יותר גם מהאזור העירוני הסמוך וגם מאזורי המבקרים המופריים בתוך פארק הטבע. ממצא זה מרמז על כך שממשק כנגד שריפות שמפחית את צפיפות וגובה הצמחייה ומבוצע בשטחים טבעיים הסמוכים לאיזורים מיושבים עשוי לעודד חדירה של מינים פולשים לשטחים טבעיים אלו.

העדויות האמפיריות שהושגו במחקר זה מרמזות כי ממשק פשוט יחסית בדמות מלכודות ייעודיות יכול לגרום לירידה חדה ומתמשכת באוכלוסיית המיינות בתוך שטחים מוגנים, לעיתים לאורך זמן, ולסייע בניהול אוכלוסיית המיינות בישראל ואולי בעולם. כלומר, ניתן לפתח ממשק של הרחקת מיינות משטחים מוגנים ובכך להקטין את ההשפעות השליליות של המיינות בשטחים אלו. עם זאת, חשוב לציין שבמחקר זה לא נבחנו ההשפעות של הפחתת המיינות על חברת הציפורים המקומיות. יש צורך במחקרים נוספים אשר יבחנו את תגובת המינים המקומיים למאמצי ממשק אלו כדי להבין את חשיבות המהלכים הללו לשמירת טבע.

1. מבוא

1.1 המיינה המצויה

המיינה המצויה (*Acridotheres tristis*), אשר מוכרת גם בשם המיינה ההודית, היא ציפור שיר ממשפחת הזזיריים – משפחה הכוללת מספר מינים פולשים (Cramp & Perrins, 1994). תחום התפוצה הטבעי של המיינה הוא בדרום ומרכז אסיה, אך אינטרוזקציות מכוונות ואקראיות הובילו לכך שהיא מצויה כיום בכל היבשות מלבד אנטרקטיקה (Fear & Craig, 1998; Peacock et al., 2007). המיינה היא מקננת חורים, אומניבורית, ג'נרליסטית, מונגומית, וחברתית (Cramp & Perrins, 1994), ובעלת יכולת גבוהה להסתגל לסביבות חדשות (Grarock et al., 2014; Magory Cohen et al., 2020). המיינה היא מין סינורבי, צורכת מזון ופסולת אנושית ומקננת בבניינים (McGiffin et al., 2013). מיינות מתרכזות בערב ללינה מקובצת באתרי לינה (roosts), אך במהלך היום פעילות לרוב בזוגות או ביחידות (Fear & Craig, 1998). להקות קטנות או גדולות שכיחות באתרי שיחור אטרקטיביים בהם שפע המזון גדול, ובאתרי טרום לינה (Fear & Craig, 1998). המיינה ידועה גם כמין אגרסיבי כלפי מיני עופות אחרים, מתחרים (Orchan et al., 2013) וטורפים פוטנציאליים (Fitzsimons, 2006). אגרסיביות בין ובתוך קבוצות של מיינות בשיחור נצפתה גם כן (Mohan, 2012).

המיינה נחשבת למזיק חקלאי, בעיקר עקב פגיעה במטעי פירות (לדוגמה, בניו זילנד, דרום אפריקה ואוסטרליה) ושדות בוטנים (לדוגמה, באיי פיג'י) (ISSG, 2022). המיינות הפכו גם למטרד לאדם תוך גרימת נזק לרכוש וזיהום: אתרי הלינה שלהן באזורים עירוניים גורמים לזיהום רעש, נזק לרכוש ולכלוך (Yap et al., 2002; Lim et al., 2003); הן פוגעות בתשתיות על ידי קיבון במתקני תקשורת (Parkes, 2006; Saavedra, 2009); תוקפות בני אדם, בעיקר סביב אתרי הקיבון שלהן (Dhami & Nagle, 2009; Downs & Hart, 2020); ופוגעות בחוות קטנות אשר חיוניות לביטחון התזונתי של קהילות עניות (Saavedra, 2009; Downs & Hart, 2020).

בעשורים האחרונים הצטברו עדויות רבות לכך שהנזקים האקולוגיים הנגרמים על ידי המיינה קשים וגורמים לפגיעה משמעותית במיני עופות מקומיים ברחבי העולם. המיינה ידועה כמין שדוחק תחרותית ציפורים אחרות מאתרי קיבון ושיחור; חומס קינים וטורף גוזלים; ואף מעביר מחלות וטפילים אקזוטיים (Downs & Hart, 2020; Baker et al., 2012; Feare, 2010; Dhami & Nagle, 2009; Payet, 2007; Blanvillain et al., 2003). חוקרים באוסטרליה הראו שלהתבססות המיינה השפעה שלילית על גודל האוכלוסייה של 11 מיני עופות מקומיים (Grarock et al., 2012). מחקר נוסף באוסטרליה מצא כי למיינה השפעה שלילית על הצלחת הרבייה של שני מיני תוכים מקומיים (Pell and Tidemann, 1997). בניו זילנד, חוקרים הראו שאוכלוסיות של מינים מקומיים גדלו דרמטית לאחר מבצע לכידה מוצלח שהקטין את אוכלוסיית המיינה (Tindall et al., 2007). מחקר בארה"ב מצא כי המיינה משפיעה שלילית על מיני עופות מקומיים באמצעות חמיסת קינים (Diamond & Ross, 2020). מחקר נוסף בדרום אפריקה דיווח על השפעות שליליות של המיינה על מקנני חורים מקומיים (Peacock et al., 2007).

ההשפעה השלילית של המיינה על מינים מקומיים ניכרת יותר באיים קטנים מאשר באיזורים יבשתיים. באיים רבים בעולם, המיינה פוגעת במינים אנדמיים אשר נמצאים בסכנת הכחדה: לדוגמה, בסמואה

האמריקנית (SPREP, 2016); במאוריציוס (Jones, 1996); בטאיטי (Blanvillain et al., 2003); בסנט הלנה (Rowe & Empson, 1996); באיי קוק (Varnham, 2006; Dhami & Nagle, 2009; Burns et al., 2013); באיי סיישל (Payet, 2007; Feare, 2010; Burt et al., 2016); ובהוואי (Baker et al., 2012).

באזורי הפלישה שלה, מיוחסות למיינה השפעות שליליות גם על מינים מקומיים של חרקים, ובמידה פחותה יותר, על מינים של יונקים קטנים וזוחלים (Dhami & Nagle, 2009; Bissessur & Florens, 2018; Downs & Hart 2020). עקב הסיבות שהוזכרו לעיל, המיינה הוכרזה כאחד מ-100 המינים הפולשים המזיקים ביותר בעולם על ידי ה-IUCN (Lowe, 2004).

1.2 המיינה המצויה בישראל

הפלישה של המיינה בישראל החלה ב-1997, כאשר קבוצה של מיינות השתחררה מהצפארי בפארק הירקון בתל אביב (Holzapfel et al., 2006; Roll et al., 2008). קינן של מיינות בבר תועד לראשונה בשנת 2000 (Sapir, 2003), וההתפשטות המהירה שלהן מאזור גוש דן לכל רחבי הארץ, כמו גם העלייה בגודל האוכלוסייה שלהן בישראל, תועדו במספר עבודות: ב-2003 הן כבר נצפו במוקדים רבים ברחבי הארץ (Holzapfel et al., 2006; Roll et al., 2008), ב-2018 הן הגיעו לכל קצוות הארץ ואף מעבר לה (Magory et al., 2019), ולפי נתוני ספירת הציפורים הגדולה, המיינה הייתה המין השלישי הנפוץ ביותר בישראל ב-2021 (ספירת הציפורים הגדולה, 2021). בנוסף, סקר רחב היקף שנערך בעונת הקינן 2021 במחוז תל אביב, מנתניה ועד יבנה, וכלל כ-2250 נק' שפוזרו באקראי במגוון שטחים טבעיים, חקלאיים ועירוניים, הראה שהמיינה היא כיום המין הנפוץ ביותר באזור זה (Ventura et al., 2022).

בישראל קיימות עדויות רבות לנזקים שגורמת המיינה למערכת האקולוגית ולאדם. ניתן לסווג את נזקיה העיקריים לארבעה סוגים: (1) נזקים אקולוגיים – המיינות חולקות את אותם בתי גידול עם מקנני חורים מקומיים בישראל, מקננות במגוון רחב של אתרי קינן ונמצא כי הן מנצלות חורי קינן באחוזים גבוהים מאוד (Orchan et al., 2013). התנהגויות אגרסיביות של מיינות כלפי מיני עופות מקומיים בתוך ומחוץ לאתרי קינן תועדו במספר מחקרים. מיינות תועדו גורמות לנטישת קינים (Orchan et al., 2013) וטורפות גוזלים של דורר הבית (*Passer domesticus*) (Holzapfel et al., 2006). נוכחות המיינות והתחרות שהן מייצרות על אתרי הקינן פגעו בהצלחת הרבייה של מקנני חורים מקומיים כמו הירגזי המצוי (*Parus major*) (Charter et al., 2016). מיינות משפיעות שלילית על בזים אדומים (*Falco naumanni*) באמצעות מספר מנגנונים: חמיסת קינים, גזילת מזון, מניעת הבאת מזון אל הקן, דחיפת גוזלים מהקינים וניקור גוזלים למוות (גל, 2021). מיינות תועדו גם תוקפות וטורפות מינים מקומיים של זוחלים, כמו לטאה זריזה (*Phoenicolacerta laevis*) (Handal & Qumsiyeh, 2022), זיקית מובהקת (*Chamaeleo chamaeleon*), מניפנית מצויה (*Ptyodactylus guttatus*), חרדון מצוי (*Laudakia vulgaris*), חומט פסים (*Heremites vittatus*), חנק משריץ (*Eryx jaculus*) וזעמן זיתני (*Platycephalus collaris*) (שרף, 2020). לפי מידע אנקדוטלי, המיינות נצפו תוקפות ומגרשות נקר סורי (*Dendrocopos syriacus*), דוכיפת (*Upupa epops*), כחל מצוי (*Coracias garrulus*) וקאק (*Coloeus monedula*) (גיא אברהם, תקשורת אישית), טורפות גוזלים של סנונית הרפתות (*Hirundo rustica*) (אור ברגהאוס, תקשורת אישית) ואף טורפות חדף (*Soricidae sp.*) (עודד לוי, תקשורת אישית).

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

(2) נזקי חקלאות - המיינה פוגעת במטעי פרי ובעיקר בכרמים עקב אכילת הפרי והעברת פטריות מזיקות (רוטשילד ופדרמן, 2012; הדס ועמיתיה, 2020; אסף קפלן, פקח נזקי חקלאות ברשות הטבע והגנים, תקשורת אישית).

(3) מטרד לאדם - מיינות תועדו תוקפות ילדים ומבוגרים וגרמו להם לפציעות קלות. עשרות מקרים כאלו תועדו בפתח תקווה, בחדרה, בנתניה ובערים נוספות (חסיד, 2016; עצמון, 2017; גולן, 2020). בנוסף, אתרי לינה של מיינות באזורים עירוניים, בהם מתקבצים אלפי פרטים ללינת לילה (לדוגמה, בנתניה), גורמים לזיהום רעש אשר פוגע באיכות חייהם של תושבי האזור (יעל אמון, תושבת שכונת קרית השרון בנתניה, תקשורת אישית).

(4) נזק לרכוש ובטיחות טיסה - בשנים האחרונות חל גידול במספר המיינות בבסיסי חיל האוויר. הן מקננות בכלי טיס החונים בהאנגרים וגורמות להשבתה מיידידת של הכלים, ונמצאות באזור מסלולי הטיסה תוך סיכון של הנחיתות וההמראות (דוח מבקר המדינה - מניעת נזקי מינים פולשים ושמירה על המגוון הביולוגי, 2022).

1.3 ממשק המיינה המצויה בעולם

סקירת ספרות של שיטות לניהול אוכלוסיית המיינה אשר כללה 29 מאמרים מדעיים ודוחות מקצועיים (ראו Finarov, 2022) הראתה כי ניסיונות לביעור מוחלט של אוכלוסיות המיינה צלחו במספר מקרים, אבל רק באיים קטנים וכאשר גודל אוכלוסיית המיינה היה קטן (Canning, 2011; Butler et al., 2010; Saavedra, 2010; Canning, 2015; Feare et al., 2017; Feare et al., 2021a). ניסיונות מוצלחים אלו התרחשו באיי סיישל (Canning, 2011; Feare et al., 2017; Feare et al., 2021a) ובאיים הקנריים והבלאריים (Butler, 2015). (Saavedra, 2010).

ניסיונות לוויסות אוכלוסיית המיינה התבצעו במקומות רבים ברחבי העולם, אך התרכזו באיים או באזורים עירוניים (Tindall et al., 2007; Saavedra, 2009; Feare, 2010; Saavedra, 2010; Grarock et al., 2014; SPREP, 2016; Linley et al., 2017; Saavedra and Reynolds, 2019). שילוב של לכידה, ירי ושימוש בפתיונות רעל הביא לירידה משמעותית באוכלוסיית המיינות בטהיטי, תוך הסרה של כ-2,500 פרטים (SPREP, 2016). שילוב זהה כמעט הביא לביעור מוחלט של אוכלוסיית המיינות באי אטיו באיי קוק, תוך הסרת של כ-6,000 פרטים מהאי (SPREP, 2016; Downs & Hart, 2020). שימוש ב-Starlicide, רעל הנחשב סלקטיבי לזרזיריים באיים סנט. הלנה ואסנשן באוקיינוס האטלנטי הניב תוצאות שונות בשני האיים, עם שינוי זניח באוכלוסיית המיינות בסנט. הלנה לעומת ירידה של 70% באוכלוסיית המיינות באסנשן (Feare, 2010). ניסיון לכידה אינטנסיבי באסנשן הוריד את אוכלוסיית המיינות באי ב-56% (Saavedra, 2009). ניסיון לכידה נוסף התרחש השנה (2022) בסנט. הלנה, אך תוצאותיו עדיין לא פורסמו (Susana Saavedra, תקשורת אישית).

ניסיונות לוויסות אוכלוסיית המיינה באוסטרליה אופיינו במבצעי לכידה קהילתיים אשר בוצעו בשטחים בנויים, כאשר התושבים הם אלו שלכדו את המיינות בחצרותיהם באמצעות מלכודות כלוב. תוכנית לוויסות המיינות בפרבר של מלבורן, אשר עשתה שימוש בצפיפות מלכודות גבוהה (6.9 מלכודות לקמ"ר) הביאה לירידה משמעותית בשפע המיינות בתקופת הניסיון (Linley et al., 2017). מחקר נוסף שהתבסס על מבצע

לכידה קהילתי בקנברה הראה שהלכידה הייתה אפקטיבית ברמה המקומית (שטח של קילומטר רבוע אחד) אך לא בקנה מידה גדול יותר (70 קמ"ר) (Grarock et al., 2014). שיטות שונות ליוסות, הרחקת והטרדת מיינות נשקלו ונוסו. הדברה ביולוגית וטיפול הורמונלי נשקלו אך לא נוסו בפועל, עקב עלויות פיתוח גבוהות וסיכון למינים שאינם מיני מטרה (Tidemann, 2005). הגבלת הגישה של מיינות למקורות מזון (לדוגמה, הוספת אנשי צוות לשיפור הניקיון), חורי קיבון (לדוגמה, סתימת חורי קיבון) ורוסטים (לדוגמה, כיסוי וגיוס עצים המשמשים כאתרי לינה) עשויה להיות יעילה ברמת הגינה, אך לא בקנה מידה גדול יותר, שכן קשה לשלוט באופן מוחלט בהיצע המזון, והאדפטביליות הגבוהה של המיינות מאפשרת להן לעבור לאתרי קיבון ולינה אחרים (Yap et al., 2002; Yap & Sodhi, 2004; Tidemann, 2005; SPREP, 2016; Magory et al., 2022).

שיטה ללכידת מיינות באתרי לינה תוך שימוש במלכודות ענק, אשר פותחה באוניברסיטה הלאומית של אוסטרליה (Tidemann, 2010), נוסתה לפני מספר שנים בסינגפור. בשיטה זו, המיינות נלכדות בשעות הערב בזמן שהייתן ברוסטים הממוקמים על עצים באמצעות רשתות ענק ויריעות המופלות ממנוף, ולאחר מכן מומתות בתוך על ידי הזרמת פחמן דו חמצני לתוך היריעות המכסות את העצים. הניסוי בסינגפור נכשל, ורק מיינות בודדות נלכדו במלכודת הענק (Malcolm Soh, Singapore National Parks Board, תקשורת אישית).

השיטות העיקריות אשר ננקטו במבצעי ביעור ויוסות של מיינות ברחבי העולם הן הרעלה, ירי ולכידה (Saavedra and Reynolds, 2019). השימוש בפיתיונות רעל (בעיקר Starlicide) נחל הצלחה במספר מקרים, אך הוא בעייתי לניטור ועשוי לסכן מינים שאינם מיני מטרה ממשפחות אחרות (Feare et al., 2017; Saavedra & Reynolds, 2019). ירי יעיל בעיקר באמצעי משלים וכאשר מספרי המיינות נמוכים מאוד, ועשוי לסכן בני אדם ומינים שאינם מיני מטרה (Feare et al., 2017; Saavedra & Reynolds, 2019). לכידה באמצעות מלכודות כלוב ייעודיות עם מינה חיה כפיתיון, נמצאה כאמצעי ממשק מבוטח ליוסות אוכלוסיית המיינות במקומות רבים (Saavedra, 2009; Tidemann, 2010; Canning, 2011; Saavedra, 2012; Feare et al., 2017; Saavedra and Reynolds, 2019; Canberra Indian Myna Action Group report, 2019).

אוכלוסיות המיינה בישראל מבוססות היטב ונפוצות ברחבי המדינה, וביעורן המוחלט אינו נראה ישים (Magory Cohen and Dor, 2019). טווח התפוצה של המיינה בישראל מתרחב, ומרמז על כך שאוכלוסיותיה מתפשטות מאיזורים מיושבים לאיזורים טבעיים יותר ולשטחים מוגנים (Colléony and Shwartz, 2020; Magory Cohen et al., 2019). לאור זאת, יתכן ומאמצי הממשק צריכים להתרכז בשטחים מוגנים כמו שמורות טבע וגנים לאומיים - שהם קריטיים לשמירה למגוון הביולוגי ובהם המיינות יכולות לגרום לנזק אקולוגי מירבי - תוך ניטור מתאים אשר יקבע את רמת היעילות של הפעולות.

2. מטרת המחקר

מטרת המחקר הרחבה היא להבין האם וכיצד ניתן לצמצם את שפע המיינות בשטחים מוגנים, ולבחון את מידת האפקטיביות של ממשק אינטנסיבי באזורים בהם קיימות אוכלוסיות מבוססות וגדולות של מיינות. אנו מאמינים שהממשק באזורים אילו הוא המאתגר ביותר, ומתוך הניסיון והידע שיצבר לגבי אותם אזורים ניתן יהיה לפתח פרוטוקול גם לאזורי חזית הפלישה שם האוכלוסיות קטנות יותר. המחקר תוכנן כדי: (1) לזהות

את בתי הגידול המועדפים על המיינות בשטחים מוגנים ובסביבתם (תוך שימוש בפארק הטבע רמת הנדיב כמקרה בוחן). נתונים אלו חשובים כדי לקדם ממשק באותם אתרים בהם המיינות פעילות יותר וניתן לצפות שבהם תהיה למיינות השפעה רבה יותר על מינים מקומיים; (2) לסקור את השיטות הקיימות לצמצום אוכלוסיות של מיינות ולזהות את השיטה המבטיחה ביותר; (3) לבחון באופן ניסיוני כיצד השיטה המבטיחה ביותר משפיעה על שפע המיינות בשטחים מוגנים ומשך זמן ההשפעה של הממשק; ו-(4) להבין כיצד שיטה זו משפיעה על התנהגות המיינות.

3. שיטות וחומרים

3.1 אתרי המחקר

המחקר בוצע במשך שנתיים (2021-2022) בשלושה אתרים מוגנים: פארק הטבע רמת הנדיב, שטח מוגן לתועלת הציבור בקצה בדרומי של רכס הכרמל; תל אפק ומקורות הירקון, שני אתרים קולטי קהל בדרום השרון שהם חלק מגן לאומי גדול יותר, גן לאומי ירקון.

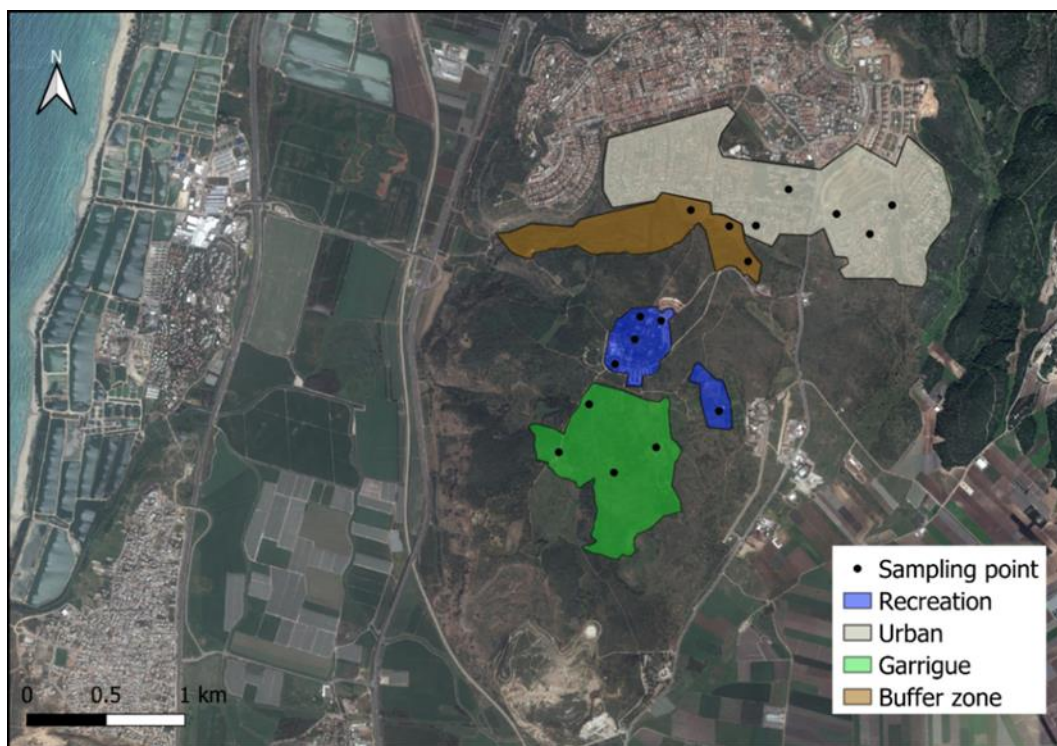
3.2 שיטות המחקר

במחקר זה בחנו הבדלים בין אתרי התערבות לאתרי ביקורת לפני ואחרי ההתערבות. שישה אתרים נסקרו במהלך המחקר בסך הכל, שלושה אתרי התערבות ושלושה אתרי ביקורת. בשנת המחקר הראשונה, פארק הטבע רמת הנדיב שימש כאתר התערבות. בהתבסס על העבודה שנעשתה ברמת הנדיב, פיתחנו את השיטות לשני האתרים המוגנים אשר נחקרו ובוצעה בהם התערבות בשנה השנייה, תל אפק ומקורות הירקון. שפע המיינות נמדד בעונת הקיץ באתרי הממשק והביקורת, לפני ואחרי פעולות הממשק. מבחן לרמת החששנות של המיינות בוצע בכל אתרי הממשק, לפני ואחרי נקיטת הפעולות. הנתונים על שפע המיינות ברמת הנדיב לפני ההתערבות שומשו כדי לבחון את העדפות בתי הגידול של המיינות.

3.3 סקר מיינות

לאורך המחקר בוצע בכל האתרים סקר מיינות במהלכו דגמנו את שפע המיינות בעונת הקיץ, בטכניקת Point count (Diquelou et al., 2018). בשנת המחקר הראשונה, הסקר בוצע בפארק הטבע רמת הנדיב ובחלק הדרומי של זיכרון יעקב (אשר שימש כאזור ביקורת) בחודשים מרץ-אוקטובר 2021 (תרשים 1). עשינו שימוש בידע מוקדם לגבי שימושי הקרקע ברמת הנדיב (ליאת הדר, מנהלת תחום מחקר ברמת הנדיב, תקשורת אישית) כדי לחלק את פארק הטבע והאיזורים העירוניים הסמוכים לו לארבעה בתי גידול: איזור עירוני בזיכרון יעקב - נקודות הדיגום בזיכרון יעקב מוקמו כולן בפארקים עירוניים קטנים ופתוחים יחסית, עם מדשאות מושקות, דקלים, ועצים מקומיים המוקפים בבניינים; שטחי גריגה ים תיכונית בתוך רמת הנדיב; איזור החיץ של רמת הנדיב אשר מפריד בין פארק הטבע לזיכרון יעקב; ואיזורי מבקרים בתוך רמת הנדיב.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב



תרשים 1 – מפת בתי הגידול השונים ונקודות הדיגום ברמת הנדיב ובזיכרון יעקב. בחלק הדרומי של זיכרון יעקב (באפור) לא בוצעה התערבות והוא שימש כאתר ביקורת.

הסקר כלל ספירת מיינות לאורך 17 נקודות דיגום בפארק הטבע רמת הנדיב ובסביבתו (חמש נקודות באיזור העירוני בזיכרון יעקב; חמש נקודות באיזורי המבקרים; שלוש נקודות באיזור החיץ; וארבע נקודות בשטחי הגריגה הטבעיים). כל נקודה נדגמה 12 פעמים, שש פעמים לפני (25/4-17/6) ושש פעמים אחרי (19/8-14/10) ההתערבות. בכל נקודה עמד הסוקר עם משקפת (Terra ED) במשך 10 דקות וספר מיינות ברדיוס של 100 מ' מהנקודה. הספירות נערכו לסירוגין בארבע השעות הראשונות לאחר זריחה ובארבע השעות הקודמות לשקיעה. המרחק המינימלי בין הנקודות היה 250 מ' ונקודות שהמרחק ביניהן היה נמוך יותר לא נדגמו באותה ספירה. בעקבות תוצאות סקר השנה הראשונה באיזור רמת הנדיב, החלטנו להמשיך לנטר את שפע המיינות לאורך שנה שלמה, עד אפריל 2022.

בשנת המחקר השנייה (2022), חזרנו על הסקר באתרים תל אפק (תרשים 2) ומקורות הירקון (תרשים 3) ובאתרי הביקורת שלהם לפי הפרוטוקול אשר נעשה בו שימוש ברמת הנדיב. קיבוץ גבעת השלושה, ואיזור התעשייה סגולה בפ"ת שימשו כאתרי ביקורת לתל אפק ומקורות הירקון, בהתאמה. סקר קודם שנעשה באיזור הראה נוכחות של מיינות באתרי הביקורת (Ventura et al., 2022). אימתנו ממצאים אלו על ידי סקר מקדים בחודשים ינואר-פברואר 2022. בשנה השנייה, הסקר כלל ספירת מיינות לאורך 3 נקודות דיגום בכל אתר התערבות וכן 3 נקודות דיגום בכל אתר ביקורת. כל נקודה נדגמה 12 פעמים, שש פעמים לפני (5/3-12/4) ושש פעמים אחרי (1/6-17/7) ההתערבות. טכניקת הדיגום, המרחק בין נקודות הדיגום, שעות הדיגום, ציוד הדיגום והתיעוד היו זהים לאלו מרמת הנדיב.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב



תרשים 2 – מפת נקודות הדיגום בתל אפק (כתום) וקיבוץ גבעת השלושה (צהוב).



תרשים 3 – מפת נקודות הדיגום במקורות הירקון (כתום) וסגולה (צהוב).

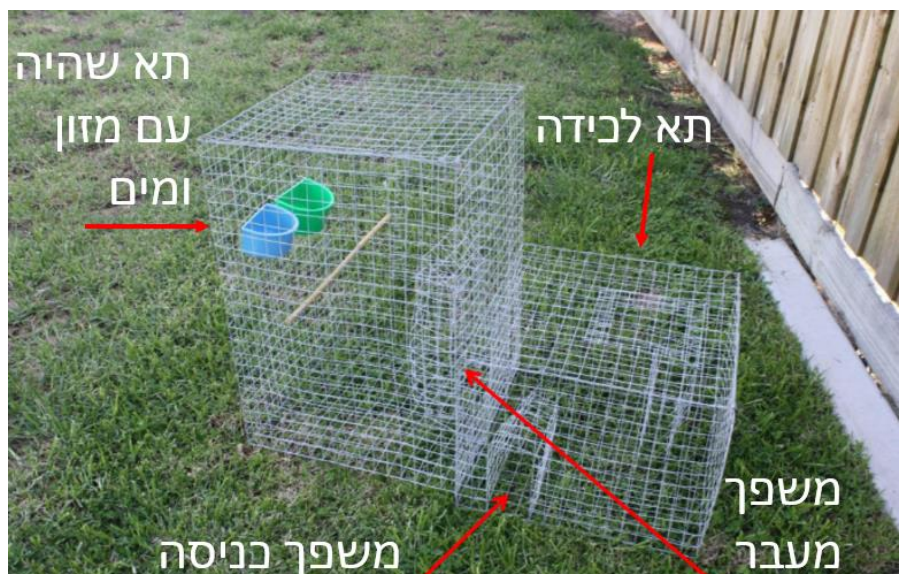
3.4 מבחן חששנות (FID)

כדי לבחון האם חלו שינויים התנהגותיים אצל המיינות בעקבות הממשק השוויוני בניסוי זה מרחקי בריחה (Flight initiation distance - FID) של מיינות כדי לבחון הבדלים ברמת החששנות לפני ואחרי ממשק, באמצעות טכניקה שפותחה על ידי Blumstein (2006). מדידת מרחקי הבריחה בוצעה סביב אותן הנקודות של סקר המיינות, באמצעות מד טווח לייזר (Nikon Forestry Pro II). רק מיינות שהיו על הקרקע נדגמו, וכדי ליצור אחידות במדידות, שמרנו על מרחק התחלתי קבוע של 30 מ' בתחילת ההליכה לכיוון המיינות. מלבד מרחק הבריחה, תיעדנו גם את גודל הקבוצה.

3.5 ניסוי לכידת מיינות

ויסות מיינות נבחן במספר איזורים בעולם תוך שימוש בשיטות שונות (ראו Finarov, 2022). השיטה המוסברת למטה, לכידה במלכודות ייעודיות עם מיינות פיתיון, נמצאה על ידנו כמבטיחה ביותר. בעקבות מידע אנקדוטלי שקיבלנו, בדקנו בצורה מקומית שלושה אמצעי הטרדה אחרים שאינם קטלניים, אך הם לא זוהו על ידנו כבעלי פוטנציאל לצמצום שפע המיינות בשטחים מוגנים (ראו Finarov, 2022). בעקבות סקר המיינות שנערך ברמת הנדיב, ערכנו ניסוי לכידה אשר נמשך 44 יום (1/7-13/8). בניסוי זה, עשינו שימוש במלכודות Pee Gee (תרשים 4) אשר נוסו בהצלחה במספר מבצעי לכידה ברחבי העולם (לדוגמה, Canberra Indian Myna Action Group report, 2019). הצבנו עשר מלכודות בשבעה מיקומים שונים ברמת הנדיב. מיקומי המלכודות נבחרו בעקבות סקר המיינות, והמלכודות הוצבו בסמוך לנקודות הדיגום מהסקר בהן מספרי המיינות היו הגבוהים ביותר. רוב המלכודות הוצבו באיזורים פתוחים יחסית, בהן המיינות כבר נצפו משחרות. באיזורים בהם עוברים מבקרים רבים, המלכודות הוצבו במיקומים צדדיים יותר, רחוק ככל שאפשר מהקהל. לצד המלכודות הצבנו שלטי הסבר על המחקר תוך בקשה לשמור מרחק מהמלכודות ולא להפריע לניסוי.

תרשים 4 – מלכודת Pee Gee סטנדרטית. המלכודת עשויה מרשת ברזל ומורכבת מתא לכידה קטן ותא שהיה גדול יותר. המיינות נכנסות למלכודת דרך שבילי כניסה בצורת משפך כך שהן יכולות להיכנס אך מתקשות לצאת. המיינות נכנסות לתא הלכידה ומשם מנסות לברוח דרך משפך מעבר אנכי ועוברות לתא שהיה עם מזון ומים, שם הן נמצאות עד להגעת הלוכד.



ב-1/7, החל שלב ההאכלה המקדימה (Pre feeding), במסגרתו השארנו את המלכודות פתוחות למשך מספר ימים עם מזון ומים בתוך ומחוץ למלכודות כדי להרגיל את המיינות לנוכחותן. צפינו במיינות מרחוק עם משקפת ולאחר שנראה שהן מסתובבות בחופשיות באיזור המלכודות ואף נכנסות אליהן, הכנסנו ב-5/7 מיינה חיה לכל מלכודת כפיתיון אשר ימשוך מיינות אחרות להיכנס פנימה, וסגרנו את המלכודות עד תום הניסוי. מספר מיינות אשר שימשו כפיתיון נלקחו מהגן הזואולוגי באוניברסיטת תל אביב, והשאר נלכדו על ידנו לפני תחילת הניסוי. בנוסף למיינת הפיתיון פיזרנו מזון כלבים מסוג "בונזו" וחיטיפי "במבה" בתא הלכידה כפיתיון נוסף בהתבסס על ניסיון קודם (יותרם גנדלר, לשעבר פקח נזקי חקלאות ברשות הטבע והגנים; נלסון שבחמן, מנהל פינת החי בפארק רעננה, תקשורת אישית), והצבנו כלים עם מים ואוכל עבור המיינות הלכודות בתא השהיה. בדיקת המלכודות, הוצאות המיינות הלכודות ודריכת המלכודות ליום הבא נעשתה תחילה אחת ליומיים ובהמשך אחת ליום, ונעשתה בחשיכה בלבד, כדי להימנע ממצב בו מיינות שצופות מחוץ יראו התעסקות של אנשים עם המלכודות, יזהו אותן כגורם מסכן, וימנעו מלהתקרב אליהן. המיינות הלכודות הועברו על ידינו לשמורת חי-בר כרמל, שם הן שימשו כמזון לדורסים.

בשנה השנייה, חזרנו על הניסוי בתל אפק ובמקורות הירקון, תוך שימוש באותו פרוטוקול מרמת הנדיב. חמש מלכודות הוצבו בחמישה מיקומים שונים בתל אפק, ושלוש מלכודות הוצבו בשלושה מיקומים שונים במקורות הירקון. מאחר ותל אפק ומקורות הירקון הם אתרים קטנים יחסית ומטוילים מאוד (כ-290,000 ו-150,000 מבקרים בשנת 2021, בהתאמה; יונתן סבלסקי, מנהל גן לאומי ירקון, תקשורת אישית), המלכודות באתרים אלו הוצבו על גגות של מבנים אשר מצויים בשטחיהם. בשני האתרים, שלב ההאכלה המקדימה החל ב-12/4, והלכידה בפועל החלה ב-16/4. הלכידה במקורות הירקון הסתיימה ב-29/5 ובתל אפק ב-31/5. המיינות הלכודות הומתו בצורה הומנית על ידי אנשי רשות הטבע והגנים. לאורך ניסויי הלכידה, תיעדנו את גיל המיינות הלכודות. הפרטים סווגו כבוגרים או פרחונים לפי צבע המנדיבולה. פרטים עם כתם שחור על המנדיבולה סווגו כבוגרים, ואילו פרטים בעלי מנדיבולה צהובה לגמרי סווגו כפרחונים (Feare & Saavedra, 2009).

3.6 ניתוח סטטיסטי

כדי לבחון את העדפות בתי הגידול המיינה השתמשנו במודל GLMM עם התפלגות שגיאות בינומית שלילית. הכללנו את מספר המיינות לנקודה כמשתנה התלוי, את בית הגידול וטמפרטורת האוויר כמשתנים בלתי תלויים קבועים (fixed effects), ואת נקודת הדיגום כמשתנה בלתי תלוי אקראי (Random effect). כדי לבחון את ההבדל בין בתי הגידול, השתמשנו במבחן Tukey HSD.

כדי לבחון את השפעת הלכידה על שפע המיינות, השתמשנו במודל דומה עם מספר המיינות לנקודה כמשתנה התלוי, וזמן הדיגום (לפני/אחרי לכידה), בית הגידול וטמפרטורת האוויר כמשתנים בלתי תלויים קבועים ונקודת הדיגום כמשתנה בלתי תלוי אקראי.

כדי לבחון את השפעת הלכידה על מרחקי הבריחה של המיינות (FID), השתמשנו במודל לינארי רגיל. הכללנו את מרחק הבריחה כמשתנה התלוי, ואת זמן הדיגום (לפני/אחרי לכידה) וגודל הקבוצה כמשתנים בלתי תלויים.

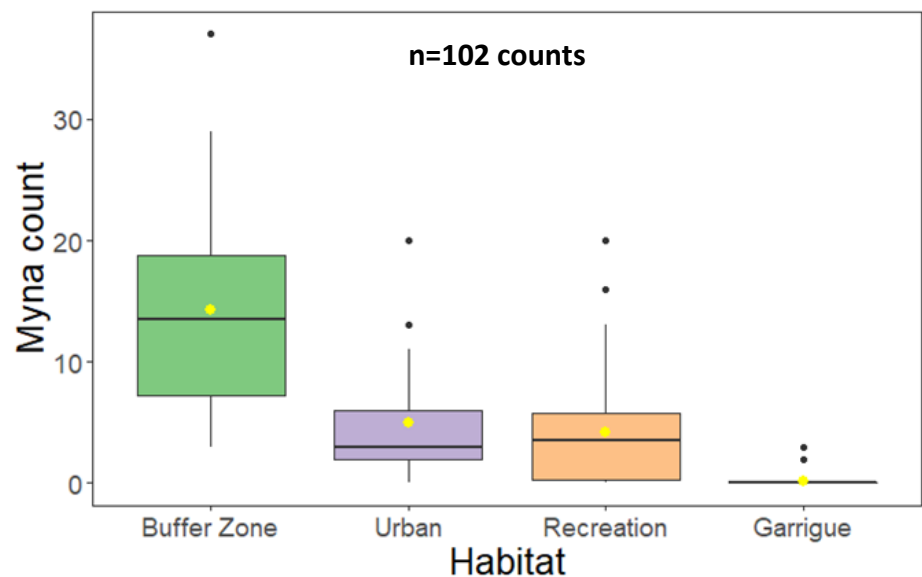
3.7 הצהרה אתית

ניסויי הלכידה במחקר התבצעו בהתאם להיתר כללי לצידה ופגיעה במיינה המצויה (רשות הטבע והגנים, 2021).

4. תוצאות

4.1 העדפות בתי הגידול (פארק הטבע רמת הנדיב)

מבין ארבעת בתי הגידול שנבחנו, ממוצע המיינות הגבוה ביותר היה באזור החיץ (14.27 ± 2.17), ולאחר מכן בבית הגידול העירוני (4.93 ± 0.82), באיזורי המבקרים (4.23 ± 0.88), ובגריגה (0.20 ± 0.14). מצאנו הבדל מובהק בשפע המיינות בין בתי הגידול (טבלה 1; תרשים 5). כמו כן, מצאנו כי לטמפרטורת האוויר לא הייתה השפעה מובהקת על מספר המיינות ($p=0.068$). תוצאות מבחן Tukey HSD הראו כי שפע המיינות באזור החיץ היה גדול באופן מובהק משאר בתי הגידול ($p<0.001$ בשלושת המקרים). בנוסף, איזורי המבקרים ($p=0.032$) ובית הגידול העירוני ביזכרון יעקב ($p=0.008$) נבדלו באופן מובהק מהגריגה הים תיכונית. לא נמצא הבדל מובהק בין איזורי המבקרים לבין בית הגידול העירוני ($p=0.955$).



תרשים 5 – תרשים קופסה של תוצאות ספירות המיינות בבתי הגידול שנבחנו. הנקודות הצהובות מייצגות את הממוצע, הקווים האמצעיים מייצגים את החציון, הקופסאות מייצגות את הטווח הבין רביעוני, הקווים האנכיים מייצגים את התצפיות מחוץ לטווח הבין רביעוני והנקודות השחורות מייצגות את התצפיות הקיצוניות.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

Variable	Estimate	Std. Error	p value
Buffer zone	3.838	0.793	<0.001
Garrigue	-4.335	0.726	<0.001
Recreation	-1.288	0.503	0.010
Urban	-1.171	0.501	0.019

טבלה 1 – תוצאות המשתנים המובהקים במודל GLMM אשר בחן את העדפות בתי הגידול של מיינות ברמת הנדיב. התוצאות מייצגות את מספר המיינות הצפוי לפי בית הגידול. ה-Intercept (שורה ראשונה) הוא מספר המיינות הצפוי כאשר כל המשתנים הבלתי תלויים הרציפים שווים לאפס (טמפרטורת האוויר במקרה זה). האומדנים (Estimates) הם עבור שפע המיינות באזור החיץ (שורה ראשונה), והבדלים בין אזור החיץ לבין בתי הגידול האחרים (גריגה, מבקרים, עירוני). ערכי p הם עבור ההבדל מאפס (איזור החיץ) והבדלים בשפע המיינות בין אזור החיץ לבין בתי הגידול האחרים.

4.2 השפעת הלכידה על שפע המיינות בשטחים מוגנים

רמת הנדיב

בניסוי הלכידה ברמת הנדיב אשר נמשך 40 יום בפועל נלכדו בסך הכל 105 מיינות, מתוכן 69 (65.7%) בוגרים ו-36 (34.3%) פרחונים. מינים שאינם מיני מטרה אשר נלכדו במהלך הניסוי מפורטים מטה (טבלה 2). פרטים אלו שוחררו מהמלכודות והושבו לטבע. ממוצע המיינות לנקודת דיגום ברמת הנדיב היה 5.89 ± 0.97 לפני הלכידה ו- 0.48 ± 0.14 לאחר הלכידה. שפע המיינות ברמת הנדיב ירד בצורה חדה לאחר הלכידה ($p < 0.001$, 92.7% עלייה; טבלה 3; תרשים 6), טמפרטורת האוויר לא השפיעה על שפע המיינות ($p = 0.824$), אך ההשפעה של סוג בית הגידול הייתה מובהקת (טבלה 3). בזיכרון יעקב (ביקורת), ממוצע המיינות היה 4.22 ± 0.99 לפני הלכידה ו- 6.11 ± 1.27 לאחר הלכידה. שפע המיינות בזיכרון יעקב עלה בצורה שולית לאחר הלכידה ($p = 0.117$, תרשים 7). שפע המיינות בשני האתרים לאורך שנת ניטור (אפריל 2021 עד אפריל 2022) מתואר בתרשים 8.

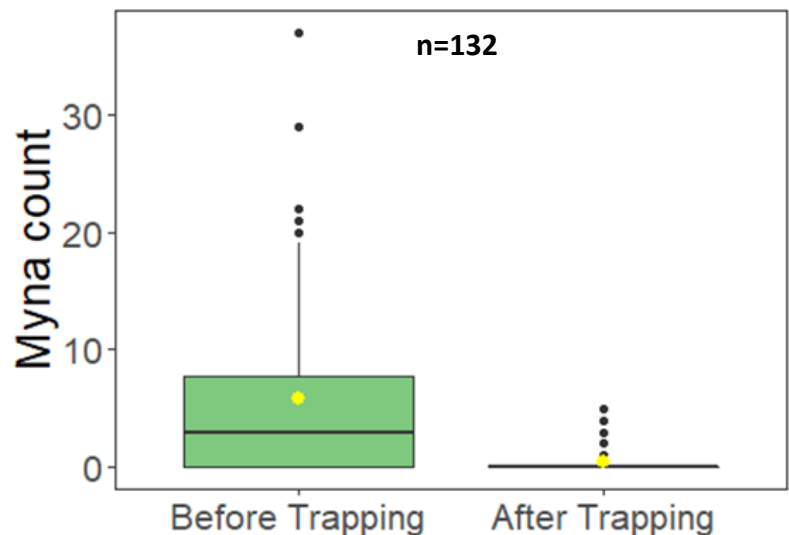
מס' פרטים	מין
7	קיפוד מצוי (<i>Erinaceus concolor</i>)
4	חולדה שחורה (<i>Rattus rattus</i>)
2	נמיה מצויה (<i>Herpestes ichneumon</i>)
1	עורבני שחור כיפה (<i>Garrulus glandarius</i>)
1	בולבול צהוב שת (<i>Pycnonotus xanthopygos</i>)

טבלה 2 – רשימת המינים שאינם מיני מטרה אשר נלכדו ושוחררו במהלך ניסוי הלכידה ברמת הנדיב.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

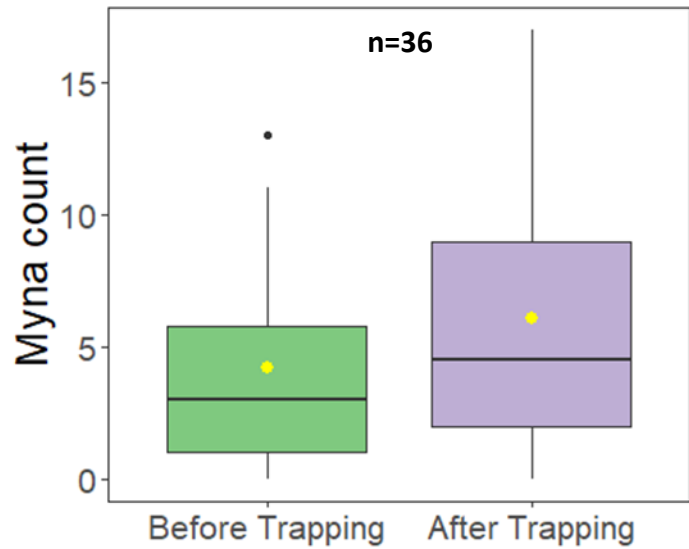
Variable	Estimate	Std. Error	p value
Buffer zone	-0.126	1.237	0.919
Garrigue	-4.015	0.554	<0.001
Recreation	-1.136	0.283	<0.001
Difference due to trapping	2.519	0.378	<0.001

טבלה 3 - תוצאות המשתנים המובהקים במודל GLMM אשר בחן את שפע המיינות ברמת הנדיב. התוצאות מייצגות את שפע המיינות הצפוי לפי בית הגידול ובהתאם לזמן הדיגום (לפני/אחרי הלכידה). ה- Intercept (שורה ראשונה) הוא מספר המיינות הצפוי באזור החיץ אחרי הלכידה כאשר כל המשתנים הבלתי תלויים הרציפים שווים לאפס (טמפרטורת האוויר במקרה זה). האומדנים (Estimates) הם עבור שפע המיינות באזור החיץ (שורה ראשונה), וההבדלים בין אזור החיץ לבין בתי הגידול האחרים. ההבדל שהושג כתוצאה מהלכידה (Difference due to trapping) מייצג את הירידה בשפע המיינות. ערכי p הם עבור ההבדל מאפס (איזור החיץ), הבדלים בשפע המיינות בין אזור החיץ לבין בתי הגידול האחרים (גריגה, איזורי מבקרים) וההבדל בין שפע המיינות לפני הלכידה לבין שפע המיינות אחרי הלכידה (שורה אחרונה).

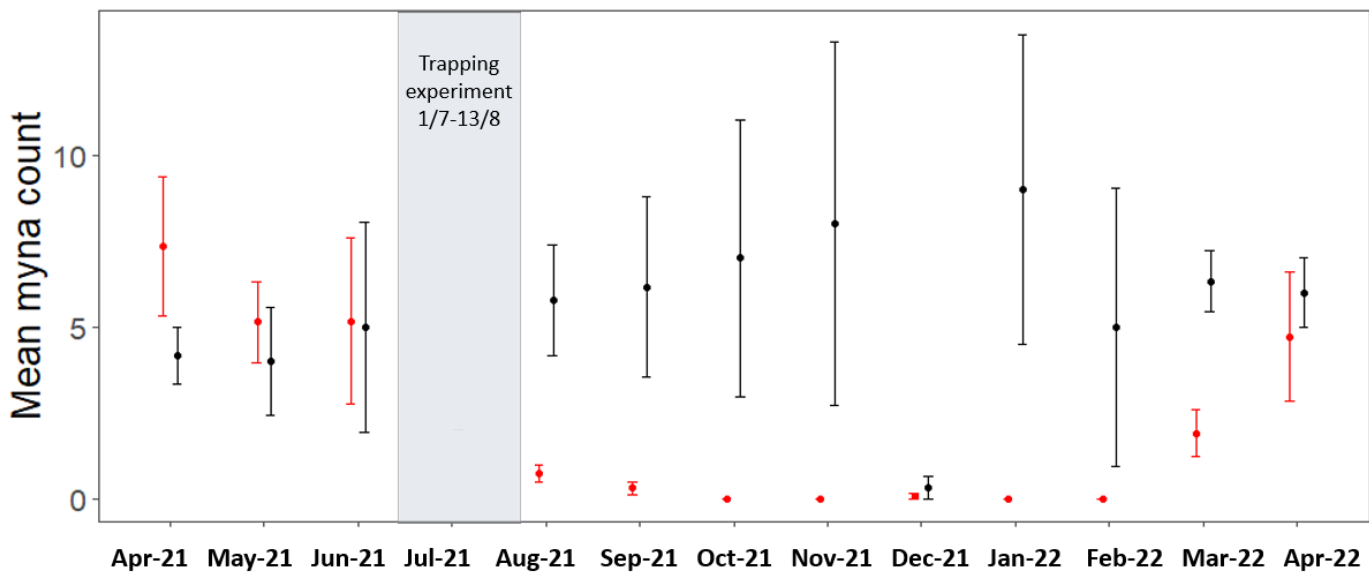


תרשים 6 – שפע המיינות ברמת הנדיב לפני ואחרי הלכידות. ציר ה-y מייצג את מספר המיינות בנקודת דיגום.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב



תרשים 7 – שפע המיינות ביזכרון יעקב (ביקורת) לפני ואחרי ניסוי הלכידה.



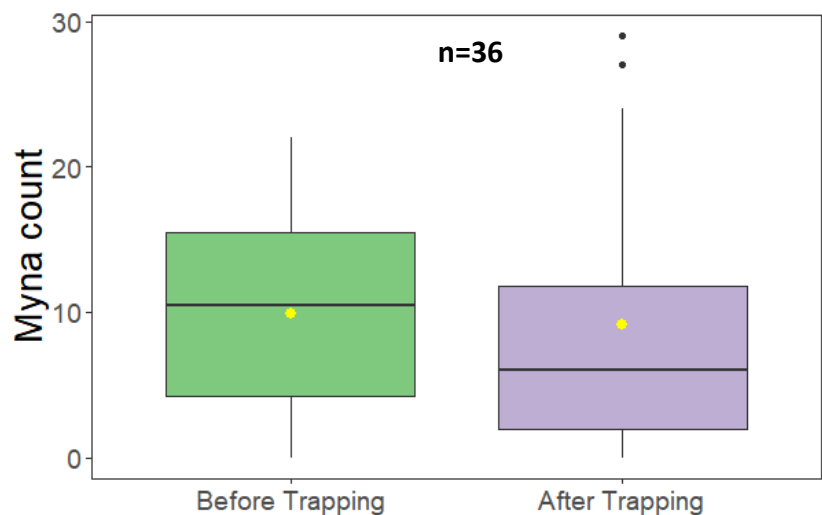
תרשים 8 – שפע המיינות החודשי הממוצע ברמת הנדיב (אדום) וביזכרון יעקב (שחור) לאורך שנה שלמה. ציר ה-x מייצג את ציר זמן לפי חודשים וציר ה-y מייצג את ממוצע ספירת המיינות. הנקודות מייצגות את הממוצע והקווים האנכיים מייצגים את שגיאת התקן. התחום האפור מייצג את תקופת ניסוי הלכידה.

תל אפק

בניסוי הלכידה בתל אפק אשר נמשך 46 ימים בפועל נלכדו בסך הכל 135 מיינות, מתוכן 104 (77%) בוגרים ו-31 (23%) פרחונים. מינים שאינם מיני מטרה אשר נלכדו במהלך הניסוי מפורטים מטה (טבלה 4). פרטים אלו שוחררו מהמלכודות והושבו לטבע, מלבד פרט אחד של דרור הבית אשר מת בתוך המלכודת. ממוצע המיינות בתל אפק היה 9.94 ± 1.47 לפני הלכידה ו- 9.11 ± 2.19 לאחר הלכידה. שפע המיינות בתל אפק לא ירד באופן מובהק לאחר הלכידה ($p=0.611$; תרשים 9), וטמפרטורת האוויר לא השפיעה על שפע המיינות ($p=0.728$). בקיבוץ גבעת השלושה (ביקורת), ממוצע המיינות היה 4.44 ± 0.68 לפני הלכידה ו- 6.66 ± 1.06 לאחר הלכידה. שפע המיינות בגבעת השלושה עלה בצורה שולית ולא מובהקת לאחר הלכידה ($p=0.73$; תרשים 10). שפע המיינות בשני האתרים לאורך תקופת הסקר מתואר בתרשים 11.

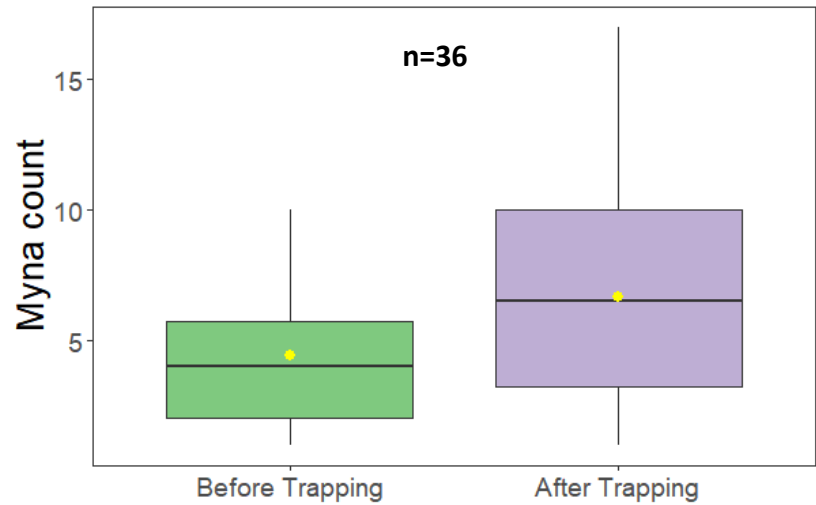
מין	מס' פרטים
דרור הבית (<i>Passer domesticus</i>)	7
חולדה שחורה (<i>Rattus rattus</i>)	3
עורבני שחור כיפה (<i>Garrulus glandarius</i>)	3

טבלה 4 – רשימת המינים שאינם מיני מטרה אשר נלכדו ושוחררו במהלך ניסוי הלכידה בתל אפק.

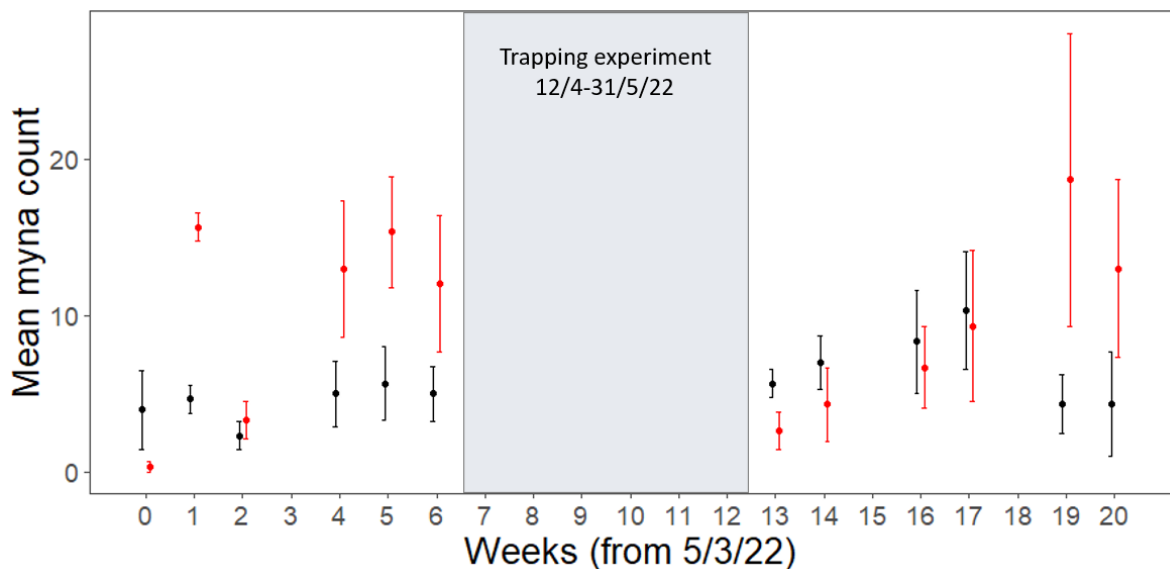


תרשים 9 – שפע המיינות בתל אפק לפני ואחרי ניסוי הלכידה.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב



תרשים 10 – שפע המיינות בגבעת השלושה לפני ואחרי ניסוי הלכידה.



תרשים 11 – שפע המיינות השבועי הממוצע בתל אפק (אדום) ובגבעת השלושה (שחור) לאורך עונת הקיץ ב-2022. ציר ה-x מייצג את מספר השבועות מתחילת הסקר (5/3/22) וציר ה-y מייצג את ממוצע ספירת המיינות. הנקודות מייצגות את הממוצע והקווים האנכיים מייצגים את שגיאת התקן. התחום האפור מייצג את תקופת ניסוי הלכידה.

מקורות הירקון

בניסוי הלכידה במקורות הירקון אשר נמשך 44 ימים נלכדו בסך הכל 128 מיינות, מתוכם 127 (99.2%) בוגרים ופרחון אחד (0.8%). שישה פרטים ממינים שאינם מיני מטרה אשר נלכדו במהלך הניסוי מפורטים מטה (טבלה 5). שלושה פרטים של זרזיר בורמזי (*Acridotheres burmannicus*) הומתו בצורה הומנית

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

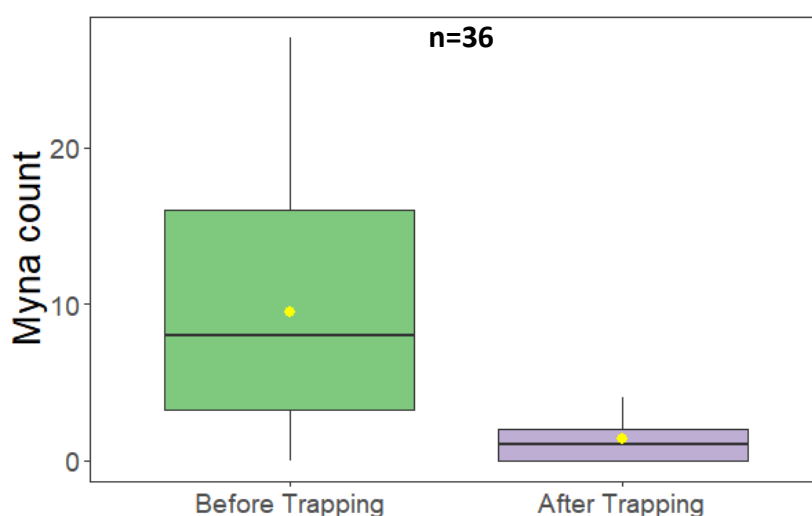
בהנחיית רשות הטבע והגנים, שני פרטים של עורבני שחור-כיפה שוחררו ופרט אחד של עורבני מת בתוך המלכודת. ממוצע המיינות במקורות הירקון היה 9.44 ± 2.0 לפני הלכידה ו- 1.38 ± 0.33 לאחר הלכידה. שפע המיינות במקורות הירקון ירד באופן מובהק לאחר הלכידה ($p < 0.001$, 85.4% ירידה; טבלה 6; תרשים 12), וגם טמפרטורת האוויר השפיעה חיובית על שפע המיינות ($p = 0.007$). באזור התעשייה סגולה (ביקורת), ממוצע המיינות היה 5.77 ± 1.56 לפני הלכידה ו- 5.88 ± 0.96 לאחר הלכידה. שפע המיינות בסגולה עלה בצורה שולית ולא מובהקת לאחר הלכידה ($p = 0.554$, תרשים 13). שפע המיינות בשני האתרים לאורך תקופת הסקר מתואר בתרשים 14. נתוני לכידה יומיים בשלושת האתרים מוצגים בנספח 1.

מס' פרטים	מין
3	זרזיר בורמזי (<i>Acridotheres burmannicus</i>)
3	עורבני שחור כיפה (<i>Garrulus glandarius</i>)

טבלה 5 – רשימת המינים שאינם מיני מטרה אשר נלכדו בניסוי הלכידה במקורות הירקון.

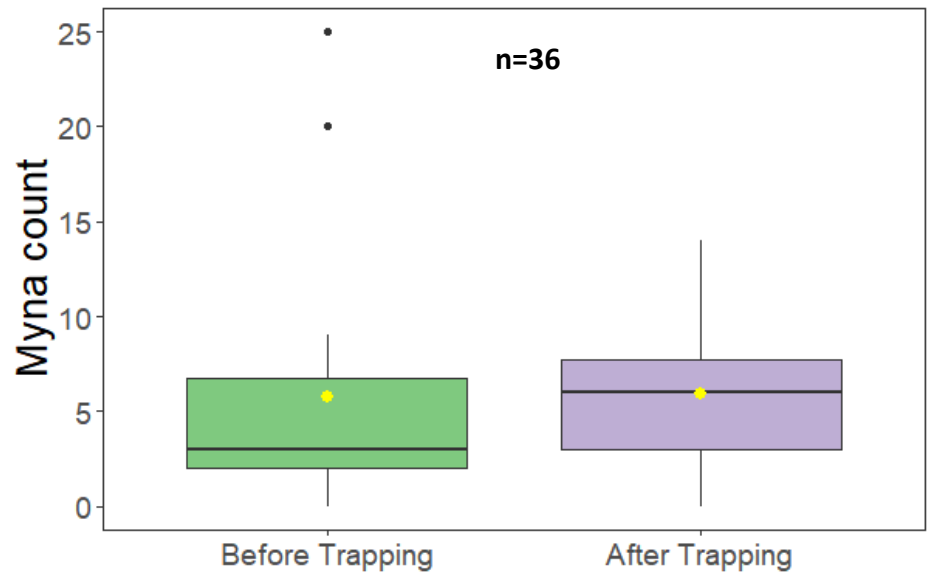
Variable	Estimate	Std. Error	p value
After trapping	-3.654	1.499	0.014
Before trapping	2.642	0.446	<0.001
Temperature (°C)	0.158	0.058	0.007

טבלה 6 - תוצאות המשתנים המובהקים במודל GLMM אשר בחן את שפע המיינות במקורות הירקון. התוצאות מייצגות את מספר המיינות הצפוי בהתאם לזמן הדיגום (לפני/אחרי הלכידה). ה-Intercept (שורה ראשונה) הוא מספר המיינות הצפוי כאשר כל המשתנים הבלתי תלויים הרציפים שווים לאפס (טמפרטורת האוויר במקרה זה). האומדנים הם עבור שפע המיינות אחרי הלכידה (שורה ראשונה), וההבדל בינו לבין השפע לפני הלכידה (שורה שניה). ערכי p הם עבור ההבדלים מאפס (אחרי הלכידה, טמפרטורה) והבדלים משפע המיינות אחרי הלכידה (שורה שניה).

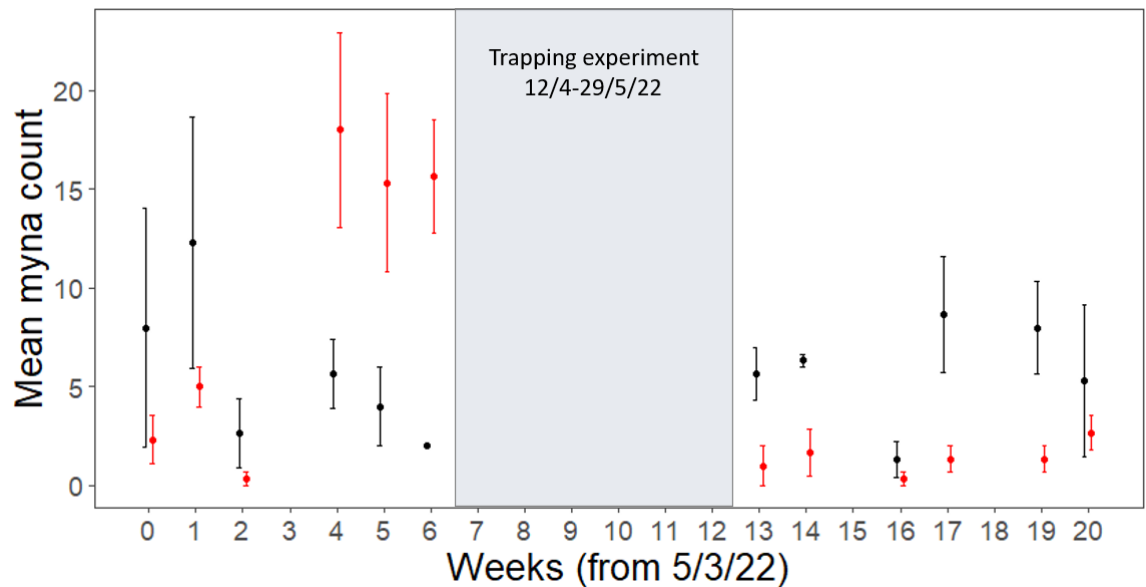


תרשים 12 – שפע המיינות במקורות הירקון לפני ואחרי ניסוי הלכידה.

פרופ' ח' אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב



תרשים 13 – שפע המיינות בסגולה לפני ואחרי ניסוי הלכידה.

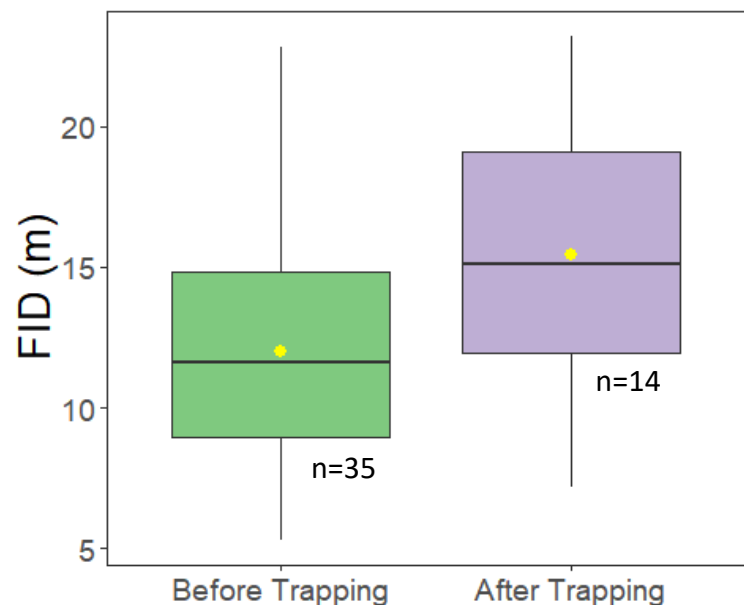


תרשים 14 – שפע המיינות השבועי הממוצע במקורות הירקון (אדום) ובסגולה (שחור) לאורך עונת הקינון ב-2022. ציר ה-x מייצג את מספר השבועות מתחילת הסקר (5/3/22) וציר ה-y מייצג את ממוצע ספירת המיינות. הנקודות מייצגות את הממוצע והקווים האנכיים מייצגים את שגיאת התקן. התחום האפור מייצג את תקופת ניסוי הלכידה.

4.3 השפעת הלכידה על רמת החששנות של המיינות (FID)

רמת הנדיב

מדדנו מרחקי בריחה של 35 מיינות לפני הלכידה ו-14 מיינות לאחר הלכידה ($n=49$). מעט מאוד מיינות נשארו בשטח רמת הנדיב לאחר הלכידות. מרחק הבריחה הממוצע אשר נמדד ברמת הנדיב היה 12.01 ± 0.38 מ' לפני הלכידה ו- 15.43 ± 1.29 לאחר הלכידה. מרחק הבריחה עלה בצורה מובהקת לאחר הלכידה ($p=0.017$, 28% עליה; טבלה 7; תרשים 15). גודל הקבוצה לא השפיע על מרחק הבריחה ($p=0.19$) ולא נמצאה אינטראקציה בין גודל הקבוצה לבין זמן הדיגום (לפני/אחרי) ($p=0.19$). מאחר והמדגמים לא היו שווים, ביצענו ניתוח נוסף, בו בחרנו באקראי (באמצעות הפונקציה "sample" ב-RStudio) שלושה מדגמים של 14 תצפיות מתוך מדגם ה"לפני" והשוונו באמצעות מבחן t את מרחק הבריחה הממוצע לפני הלכידה למרחק הבריחה הממוצע לאחר הלכידה. כל המבחנים הראו שמרחק הבריחה עלה בצורה מובהקת לאחר הלכידה ($p < 0.024$ בכל המקרים).



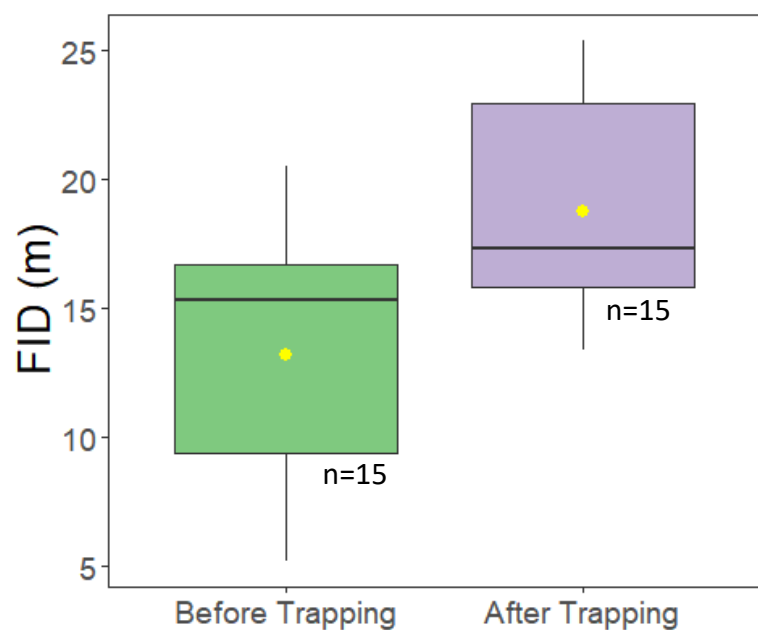
תרשים 15 – מרחקי הבריחה של מיינות ברמת הנדיב לפני ואחרי הלכידה.

Variable	Estimate	Std. Error	p value
After trapping	17.6069	2.0337	<0.001
Before trapping	-5.943	2.409	0.017

טבלה 7 – תוצאות המשתנים המובהקים במודל הלינארי אשר בחן שינויים במרחקי הבריחה של המיינות ברמת הנדיב. התוצאות מייצגות את מרחק הבריחה הצפוי (במטרים) בהתאמה לזמן הדיגום (לפני/אחרי הלכידה). האומדנים הם עבור מרחק הבריחה לאחר הלכידה (שורה ראשונה) והבדל בינו לבין המרחק לפני הלכידה (שורה שניה). ערכי p הם עבור ההבדל מאפס (שורה ראשונה) וממרחק הבריחה לאחר הלכידה (שורה שניה). ההבדל שהושג כתוצאה מהלכידה מייצג את הגידול במרחק הבריחה לאחר הלכידה.

תל אפק

מדדנו מרחקי בריחה של 15 מיינות לפני הלכידה ו-15 מיינות לאחר הלכידה ($n=30$). מרחק הבריחה הממוצע אשר נמדד בתל אפק היה 13.22 ± 1.28 מ' לפני הלכידה ו- 18.74 ± 1.07 לאחר הלכידה. מרחק הבריחה עלה בצורה מובהקת לאחר הלכידה ($p=0.007$, 29% עליה; טבלה 8; תרשים 16). גודל הקבוצה לא השפיע באופן מובהק על מרחק הבריחה ($p=0.418$) ולא נמצאה אינטראקציה בין גודל הקבוצה לבין זמן הדיגום (לפני/אחרי) ($p=0.35$).



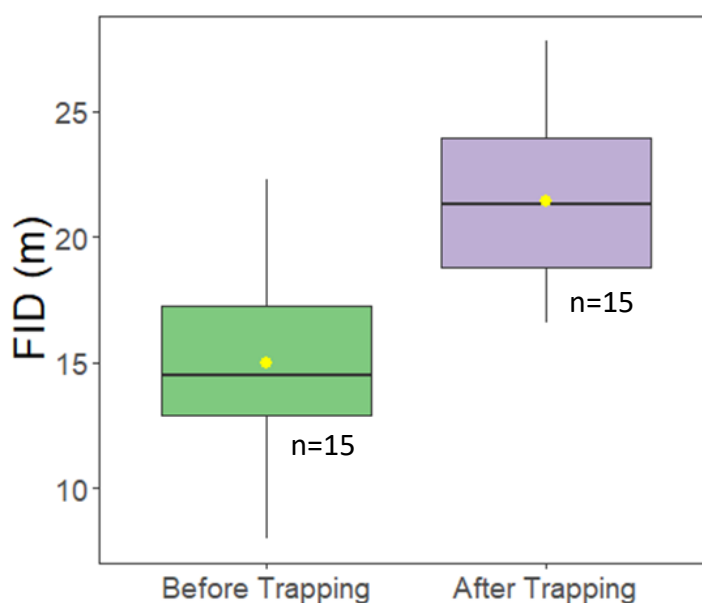
תרשים 16 – מרחקי הבריחה של מיינות בתל אפק לפני ואחרי הלכידה.

Variable	Estimate	Std. Error	p value
After trapping	17.735	1.6703	<0.001
Before trapping	-7.126	2.4346	0.007

טבלה 8 – תוצאות המשתנים המובהקים במודל הלינארי אשר בחן שינויים במרחקי הבריחה של המיינות בתל אפק. התוצאות מייצגות את מרחק הבריחה הצפוי (במטרים) בהתאמה לזמן הדיגום (לפני/אחרי הלכידה). האומדנים הם עבור מרחק הבריחה לאחר הלכידה (שורה ראשונה) והבדל בינו לבין המרחק לפני הלכידה (שורה שנייה). ערכי p הם עבור ההבדל מאפס (שורה ראשונה) וממרחק הבריחה לאחר הלכידה (שורה שנייה). ההבדל שהושג כתוצאה מהלכידה מייצג את הגידול במרחק הבריחה לאחר הלכידה.

מקורות הירקון

מדדנו מרחקי בריחה של 15 מיינות לפני הלכידה ו-15 מיינות לאחר הלכידה ($n=30$). מרחק הבריחה הממוצע במקורות הירקון היה 14.96 ± 0.98 מ' לפני הלכידה ו- 21.44 ± 0.88 לאחר הלכידה. מרחק הבריחה עלה בצורה מובהקת לאחר הלכידה ($p=0.012$, 30% עליה; טבלה 9; תרשים 17). גודל הקבוצה לא השפיע בצורה מובהקת על מרחק הבריחה ($p=0.239$) ולא נמצאה אינטראקציה בין גודל הקבוצה לבין זמן הדיגום (לפני/אחרי) ($p=0.309$).



תרשים 17 – מרחקי הבריחה של מיינות במקורות הירקון לפני ואחרי הלכידה.

Variable	Estimate	Std. Error	p value
After trapping	23.069	1.644	<0.001
Before trapping	-10.669	3.970	0.012

טבלה 9 - תוצאות המשתנים המובהקים במודל הלינארי אשר בחן שינויים במרחקי הבריחה של המיינות במקורות הירקון. התוצאות מייצגות את מרחק הבריחה הצפוי (במטרים) בהתאמה לזמן הדיגום (לפני/אחרי הלכידה). האומדנים הם עבור מרחק הבריחה לאחר הלכידה (שורה ראשונה) והבדל בינו לבין המרחק לפני הלכידה (שורה שניה). ערכי p הם עבור ההבדל מאפס (שורה ראשונה) וממרחק הבריחה לאחר הלכידה (שורה שניה). ההבדל שהושג כתוצאה מהלכידה מייצג את הגידול במרחק הבריחה לאחר הלכידה.

5. דיון

5.1 העדפות בתי הגידול (פארק הטבע רמת הנדיב כמקרה בוחן)

מצאנו כי שפע המיינות באיזור החיץ ברמת הנדיב היה משמעותית גבוה יותר מאשר בפארקים העירוניים בזיכרון יעקב, ומאיזורי המבקרים המופרים ברמת הנדיב. תוצאה זו מפתיעה שכן מחקרים קודמים הראו כי המיינה משגשגת ומעדיפה בתי גידול עירוניים (McGiffin et al., 2013; Underhill et al. 2014; Old et al., 2015; Bhattacharya et al., 2022; Pyšková et al., 2022). מחקרים קודמים בישראל אף הצביעו על כך שבתי הגידול העיקריים שלה הם פארקים עירוניים אשר כוללים מדשאות מושקות, דקלים ועצים מקומיים אחרים ומבנים מלאכותיים (Holzapfel et al., 2006; Hertmayer, 2014; Paker et al., 2014). אנו חושבים כי הפעילות המוגברת של המיינות באזור החיץ של רמת הנדיב היא תוצאה של פעולות ממשק כנגד שריפות אשר מתבצעות באזור החיץ. איזור החיץ ברמת הנדיב הוא שטח טבעי אשר מאופיין ברעייה רבה ובעקירה ידנית של כל השיחים אחת למספר שנים (ליאת הדר, תקשורת אישית). פעולות אלו נעשות כדי להאט או לעצור התפשטות של שריפות (ליאת הדר, תקשורת אישית). צפינו בצורה אופורטוניסטית במיינות עוקבות אחר הבקר באזור החיץ, ואנו מאמינים כי הרעייה מאפשרת הזדמנויות שיחור עבור המיינות, שכן הן נצפו "רוכבות" על גב הפרות, הולכות ועפות לידן, תוך סריקה של הקרקע בזמן שפרוקי רגליים וזוחלים קטנים זזים עקב תנועת הבקר. מחקרים קודמו הראו כי מיינות עוקבות לעתים אחר בקר בזמן רעייה (Feare & Craig, 1998; Feare et al., 2017), ובלבן ועמיתיו (2019) דיווחו על יחסי גומלין דומים בין המיינות לצבי הארץ-ישראלי (*Gazella gazella*) בהרי יהודה. מיינות משחרות בעיקר על הקרקע (Griffin et al., 2013), ומעדיפות להשיג מזון בבתי גידול עם צמחיה נמוכה ופתוחה, המאפשרת להן ליזון מתולעים, פרוקי רגליים וזוחלים קטנים (Feare & Craig, 1998; Ahmad et al., 2012; SPREP, 2016; Feare et al., 2017). פעולות הרעייה ועקירת השיחים באיזור החיץ פותחות את השטח הטבעי, מורידות את גובה הצמחייה ומגבירות את אפשרויות השיחור של המיינות. ההשלכות של כך הן שפעולות ממשק של שטח טבעי אשר יוצרות שטחים פתוחים כדי להקטין את הנזק הפוטנציאלי של שריפות לישוב סמוך, עשויות לעודד חדירה של מינים פולשים לתוך שטחים אלו. הנחה זו נתמכת על ידי הממצאים של Talbi ועמיתיו (2022), אשר הראו כי רעייה מעודדת את החדירה של מין מתפרץ, אנפית הבקר (*Bubulcus ibis*), לתוך שטחים טבעיים וגורמת בעקיפין לצמצום מגוון הזוחלים.

5.2 השפעת הלכידה על שפע המיינות בשטחים מוגנים

שלושת מאמצי הלכידה הצליחו מעבר לציפיותינו, והניבו לכידה והסרה מהשטח של 368 פרטים בפרק זמן קצר יחסית (כחודש וחצי בכל אתר). מבצע ויסות זה היה יעיל גם בקנה מידה בינלאומי ויעיל יותר ממבצעי ויסות אחרים עולם אשר עשו שימוש במלכודות דומות (Tidemann, 2001; King, 2010; Linley et al., 2017). אנו מאמינים כי צפיפות מלכודות גבוהה (10.16 מלכודות/קמ"ר), צפיפות מיינות גבוהה, עבודה לפי פרוטוקול מסודר, בדיקת המלכודות בשעות החשכה וזיהוי מקדים של אתרי שיחור המיינה תרמו להצלחת הלכידות. בנוסף, רמת הסלקטיביות של המלכודות הייתה גבוהה (95.3% מהעופות שנלכדו היו מיינות; 16 פרטים של שלושה מיני יונקים נלכדו גם כן ושוחררו), וגבוהה יותר ממבצעי לכידה אחרים אשר עשו שימוש באותה טכניקת לכידה (Canning, 2011; Linley et al., 2017; Feare et al., 2017).

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

2021a). אנו סבורים כי בדיקת מלכודות תכופה, שימוש במיינת פיתיון, ערנות צוות העובדים באתר, הצבת מצלמות שביל משדרות לצד חלק מהמלכודות ונוכחות של הסטודנט שהוביל את המחקר באתר הלכידה סייעו לשחרור מהיר וללכידה מינימלית של מינים שאינם מיני מטרה.

מצאנו כי שפע המיינות ברמת הנדיב ירד באופן דרמטי לאחר הלכידה. ברמת הנדיב נמצא כי מאז החלה הלכידה ועד מרץ 2022, תקופה של כשבעה חודשים, מספרי המיינה היו נמוכים מאוד - כמעט אפסיים. ירידה כזו לא נראתה באתר הביקורת בזיכרון יעקב, שם שפע המיינות עלה בצורה קלה לאחר הלכידה. אנו מייחסים את הירידה ברמת הנדיב, שלא נצפתה בזיכרון יעקב, ללכידה, אשר השפיעה על שפע המיינות באמצעות שני מנגנונים: (1) ההסרה הפיזית של מיינות רבות מהאתר ו-(2) הימנעות מהגעה למקום (Place avoidance) – פעולות הלכידה מלוות לרוב בסימנים הקשורים לסיכון שמיינות לומדות מהם ומגיבות אליהם (Diquelou et al., 2018; Diquelou & Griffin, 2019). מחקר שנעשה באוסטרליה הצביע על כך שמיינות מגיבות ללחץ לכידה אינטנסיבי ורציף על ידי מעבר לאתרי שיחור עם לחץ לכידה נמוך יותר (King, 2010). לכן, סביר להניח שהמיינות למדו את האיזור בו נתקלו בסיכון, זיהו אותו כמסוכן יותר, נמנעו ממנו ועברו לאתרי שיחור אחרים. העלייה בשפע המיינות בזיכרון יעקב הייתה צפויה, שכן הן מתרבות בקצב מהיר מאוד (Pham & Son, 2009; Nijman et al., 2022), לא נעשתה בזיכרון יעקב התערבות שתוריד את מספרן, וייתכן שאוכלוסייתן באזור זיכרון יעקב עדיין בעלייה (אוהד הצופה, אקולוג עופות ברשות הטבע והגנים, תקשורת אישית; Colléony and Schwartz, 2020). למרות זאת, לא ניתן לשלול את האפשרות שהעלייה בשפע המיינות בזיכרון יעקב היא תוצאה של הימנעות מאיזור רמת הנדיב עקב הלכידה, אשר גרמה למיינות להגביל את פעילותן ברמת הנדיב ולהישאר בזיכרון יעקב.

במקורות הירקון, שפע המיינות ירד גם כן בצורה חדה לאחר הלכידה, לצד עליה לא מובהקת בשפע המיינות באתר הביקורת סגולה. אנו מייחסים תוצאות אלו לדפוסים שתוארו לעיל לרמת הנדיב. לעומת זאת, בתל אפק, שפע המיינות ירד בצורה לא מובהקת לאחר הלכידה, לצד עליה קטנה בשפע המיינות לאחר הלכידה באתר הביקורת גבעת השלושה.

ממצאינו מתכתבים עם אלו של Linley ועמיתיו (2017) אשר מצאו שלכידה אינטנסיבית גרמה לירידה בשפע המיינות לאורך תקופת לכידה של 12 חודשים (Linley et al., 2017). למרות זאת, לא נעשה בעבודה זאת ניטור לאחר תום הלכידה, והשפעות לטוח קצר או ארוך לא נבחנו. הממצאים דומים גם לאלו של Grarock ועמיתיה (2014) אשר מצאו שלכידה הביאה לירידה מובהקת בשפע המיינות בקנה מידה של קמ"ר אחד (Grarock et al., 2014), אך גם כאן ההשוואה בוצעה בין שפע המיינות לפני הלכידה לבין השפע בזמן הלכידה, ללא ניטור לאחר הלכידה.

ממצא מעניין שהתקבל הוא ששני האתרים שנבחנו בשנת המחקר השנייה, תל אפק ומקורות הירקון, אשר המרחק ביניהם עומד בסך הכל על כ-1.5 ק"מ, נבדלו ביניהם במגמות לאחר הלכידה. אנו חושבים כי ההסבר העיקרי להבדל בין המגמות הוא הבידוד היחסי של מקורות הירקון לעומת תל אפק. תל אפק נמצא כ-200 מטר מראש העין, ואפשר לצפות בבירור במיינות מגיעות מראש העין בבוקר ועוזבות לראש העין בערב (אלי פינרוב, תצפית אישית). לעומת זאת, אתר מקורות הירקון מבודד יותר, ונמצא כקילומטר וחצי מפתח תקווה, ומעל לקילומטר וחצי מראש העין. בראש העין אוכלוסייה מבוססת של מיינות (אלי פינרוב, תצפית אישית) אשר משמשת כנראה מקור למיינות שמגיעות לתל אפק, ואנו מאמינים שהמקור הזה אפשר למיינות חדשות להגיע כל העת לתל אפק ולטשטש את הישגי הלכידה. ייתכן גם כי תל אפק מהווה אתר

שיחור אטרקטיבי יותר. מספר המבקרים בתל אפק כמעט כפול מאשר במקורות הירקון (ראו מעלה), שאריות המזון שמשאירים המבקרים על הקרקע הופכים למשאב עבור המיינות, וניתן לשער ששפע המשאבים עולה עם עליית מספר המבקרים.

5.3 השפעת הלכידה על רמת החששנות של המיינות (FID)

מרחק הבריחה הממוצע של המיינה עלה באופן מובהק בכל האתרים (עליה שנעה בין 28-30%), ממצא המעיד על חששנות מוגברת בקרב המיינות עקב הלכידה. כדי לזהות את המלכודות כאיום, בעלי חיים רבים נשענים על מנגנונים אשר מאפשרים התאמה לשינויים מהירים, כגון למידה (Carthey & Blumstein, 2018). בדומה למינים פולשים אחרים, מיינות מראות רמה גבוהה של יכולות למידה (Griffin & Boyce, 2018). להן להתאים עצמן לסביבות משתנות (Pell and Tidemann 1997; Feare and Craig, 1998; Lowe et al., 2011). אנו חושבים שיכולות למידה אלו אפשרו למיינות לשנות את התנהגותן בתגובה ללחץ הלכידה שהופעל עליהן ולהפוך לחששניות יותר בכל שלושת האתרים.

עלייה כזו ברמת החששנות עשויה לגרום עמה השלכות. עבודות קודמות שנעשו על מיני עופות אחרים הראו שעליה בחששנות גרמה להשפעות שליליות על הכשירות (Cresswell, 2007; Watson et al., 2007; Söderblom-Tay, 2014; McBlain et al., 2020). בעוד שחששנות מאפשרת לעופות להפחית סיכונים מידיים על ידי סריקת הסביבה ואיתור אימים פוטנציאליים (Beauchamp, 2015), היא גוררת השלכות שליליות עקב השפעה על התנהגויות מגבירות כשירות כמו שיחור, רבייה, ושינה (McBlain et al., 2020). חששנות מוגברת גורמת לעופות להשקיע יותר זמן ואנרגיה בסקירה אחר איומים ובתעופה (Söderblom-Tay, 2014) ופחות זמן בשיחור (Burger & Gochfeld, 1998) ובמנוחה (McBlain et al., 2020). לכן, מעבר לאפקט הדמוגרפי של מאמץ הלכידה על שפע המיינות באתר הממשק, הוא עשוי גם לגרום להשפעות שאינן ממתות, כמו פגיעה בשיעורי השרידות והרבייה.

5.4 היבטים סוציו-אקולוגיים

לקראת ניסוי הלכידה ברמת הנדיב נעשו מאמצי הסברה לציבור לגבי המחקר. אלו כללו פעילויות הסברה לצוות רמת הנדיב, פרסומים ברשתות החברתיות, דף ייעודי באתר האינטרנט והצבת שלטי הסבר על המחקר באזור המלכודות כדי למנוע הפרעה לניסוי. למרות זאת, בשלבי הניסוי הראשונים סבל הניסוי מהפרעות: מבקרים התקרבו, נגעו והצטלמו ליד מלכודות; מבקרים אחרים חיבלו במלכודות, פתחו אותן ושיחררו מיינות לכודות; ומצלמת שביל אחת אף נגנבה. הפרעות אלו פגעו ביעילות מאמץ הלכידה ואילצו אותנו לשנות מיקום של מספר מלכודות למיקומים שהיו אולי פחות אידיאליים, לנעול את המלכודות עם מנעולים, ואף להוציא חלק מהמלכודות מהמשטח למספר ימים. הפרעות אלו ללא ספק פגעו בתוצאות הסופיות של הניסוי. לאור הניסיון ברמת הנדיב, הוחלט יחד עם אקולוג מחוז ומנהל גן לאומי ירקון, למקם את כל המלכודות בתל אפק ובמקורות הירקון על גגות בשטח האתרים. החלטה זו התבררה כמוצלחת והמבקרים כלל לא נחשפו לפעולות הלכידה, שכן המלכודות היו נסתרות מהמבקרים ובדיקתן נעשתה בחשכה לאחר סגירת האתרים. עדות זו ליכולת לנהל מאמץ לכידה דיסקרטי היא מבטיחה לקראת מאמצי לכידה עתידיים. מאחר וקיימת התנגשות בין שמירת טבע לבין נושאי צער בלי חיים, ברור כי יש להתחשב

בהיבטים סוציו-אקולוגיים בהקשר של ויסות מיינות בשמורות קולטות קהל בישראל. אמנם, מחקר קודם שבוצע באוניברסיטת חיפה הראה כי למיינה תדמית שלילית בציבור הרחב (Hertmayer, 2014). עם זאת, התנועה אשר מקדמת זכויות ורווחת בעלי חיים התחזקה בשנים האחרונות (Yasui, 2022), ויתכן ומקור ההפרעות לכידה אשר תועדו במחקר זה באזרחים אשר עצם הפגיעה ברווחת המיינות הפריעה להם. מאחר והעלאת המודעות לנזקי מינים פולשים היא תהליך ארוך והצורך להגן על מינים מקומיים הוא מיידי, יתכן והנוסחה הנכונה היא קיום מאמצי הסברה לגבי החשיבות של ויסות המיינות בשטחים מוגנים, לצד פעולות לכידה דיסקרטיות על מנת למנוע הפרעות ולהגיע לתוצאה מקסימלית בהסרת המיינות מהשטח. בהקשר של הגברת מודעות, אנו שמחים כי מחקר זה הוביל לתוכנית החינוכית "מלחמת המינים – המיינה המצויה" ביוזמת רמת הנדיב ובשיתוף רשות הטבע והגנים, שמטרתה להגביר את המודעות של תלמידים למינים פולשים ולהשפעתם על האדם ועל המערכת האקולוגית.

6. מסקנות

- בעוד שמיינות ידועות בהעדפתן לבתי גידול עירוניים ומופרים, ממשק של בתי גידול טבעיים כנגד שריפות אשר פותח את השטח הטבעי ומקטין את צפיפות וגובה הצמחייה עשוי לעודד חדירה של מינים פולשים - כולל מיינות, לשטחים אלו.
- לכידה אינטנסיבית עשויה לגרום למיינות לשנות את התנהגותן, להפוך חששניות יותר ועשויה להוביל להשלכות שליליות על יכולתן לשרוד ולהתרבות.
- מחקר זה מציג עדויות אמפיריות לכך שמאמץ לכידה אינטנסיבי, העושה שימוש בצפיפות מלכודות גבוהה, יכול לגרום לירידה חדה בשפע המיינות בשטחים מוגנים, להיות יעיל לתקופה של חודשים, להשיג רמת סלקטיביות גבוהה, להתבצע בצורה דיסקרטית, ולסייע בויסות המיינות בישראל ובמקומות אחרים.
- מאמצי לכידה עשויים להיות יעילים יותר בשטחים מוגנים מבודדים יותר ורחוקים יותר מאיזורים מיושבים בהם יש אוכלוסיית מיינות היכולה לשמש כמקור.
- לסיכום, בעוד שביעור מוחלט של המיינות בישראל אינו ישים, נראה כי השפע שלהן בשטחים מוגנים, ובעיקר בשטחים מוגנים מבודדים, ניתן לצמצום. מחקר זה מראה כי ניתן לצמצם את שפע המיינות בשטחים מוגנים, תוצאותיו מצטרפות לעבודות קודמות בעולם שהראו כי ניתן לצמצם את אוכלוסיית המיינות באיים או בשטחים אחרים הדורשים שימור, והוא מדגיש את הצורך לפעול כעת ולהגן על מיני עופות מקומיים מהנזקים האקולוגיים של המיינה.

7. המלצות

- לכידה אינטנסיבית של מיינות בשטחים מוגנים תוך ניטור הפעולות, ובעיקר בשטחים מוגנים מבודדים עם אוכלוסיות קטנות יחסית.
- עריכת מחקר נוסף לבחינת שילוב שיטות להגברת יעילות הממשק – הלכידה נמצאה כאפקטיבית אך היא אינה מהווה פתרון בלעדי, וייתכן שאסטרטגיית הממשק האידאלית תשלב בין לכידה, Starlicide ולבסוף ירי כאשר נותרו מספר פרטים בודדים בשטח.

פרופ"ח אסף שוורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

- אנו ממליצים על עריכת מחקר נוסף לבדיקת תגובות מיני העופות המקומיים לפעולות הממשק.
- פעולות לכידה דיסקרטיות – מיקום מלכודות במיקומים אשר אינם חשופים למבקרים, ובדיקת מלכודות לאחר/לפני שעות פעילות השטח המוגן.
- עבודה לפי פרוטוקול מסודר - הלכידה עצמה פשוטה טכנית אך גורמים כמו מיקום המלכודות, האכלה מקדימה, שימוש במיינות פיתיון ועוד יכולים להשפיע על הצלחת הלכידות ולסייע בהקפדה על תקנות צער בעלי חיים וטיפול אחראי לצמצום הסבל למיינות שנלכדות (כמות מספקת של מים ואוכל במלכודות, הצללה, בדיקת מלכודות תכופה). פרוטוקול לכידה המבוסס בעיקר על ניסיון הנצבר באוסטרליה, יחד עם ניסיון ממחקר זה והערות של מומחים משרה מצורף לדוח זה בגרסתו המלאה.
- קידום שיתוף פעולה בינלאומי לניהול אוכלוסיות המיינה בשטחים מוגנים – החדירה וההתבססות של מיינות בשטחים מוגנים והצורך למצוא פתרונות לבעיה אינם בלעדיים לישראל. מאחר ומאמצי ויסות מיינות נמשכים במקורות אחרים בעולם, אנו ממליצים על שיתוף פעולה עם חוקרים וארגוני שמירת טבע הפועלים בנושא כדי לתכנן אסטרטגיות של ניהול אוכלוסיות המיינה בשטחים מוגנים.

המלצות ייעודיות נוספות לפארק הטבע רמת הנדיב:

- מאחר ותצפיות רבות במהלך המחקר הביאו אותנו לשער שבאזורי הפעילות שלהן בפארק הטבע, למיינות עשויה להיות השפעה משמעותית על חברת פרוקי הרגליים, אנו ממליצים על עריכת מחקר נוסף על השפעת פעילות המיינות ברמת הנדיב על חברת הזוחלים ופרוקי הרגליים בפארק הטבע.
- אנו ממליצים על המשך לכידת מיינות ברמת הנדיב בעונת הקינון שלהן תוך ניטור הפעולות. במידה ויוחלט להימנע מנקודות לכידה חשופות למבקרים, מפה עם נקודות לכידה נסתרות מומלצות מצורפת בגרסה המלאה של הדוח.
- לאור הארכת ההיתר הכללי ללכידת מיינות גם לשנת 2023, אנו ממליצים לבחון אפשרות של לכידה קהילתית על בסיס תושבים הגרים בבתיים הגובלים באיזור החיץ, בהמשך לפיילוט שבוצע בשנה הראשונה של מחקר זה.

8. מקורות

- בלבן, ע. והחברה להגנת הטבע (2019, 13 ביולי). רגע בטבע: המיינה, מפולשת למהגרת. הארץ Online. אוחר מתוך <https://did.li/FcWw5>
- גל, א. (2021). עיצוב היחס למינים פולשים דרך גישה אקו-הומניסטית: חקר המקרה של בזים ומיינות. אקולוגיה וסביבה 12 (2).
- גול, מ. (2020, 28 ביולי). היצ'קוק באקופארק חדרה: הציפור הפולשת מטילה אימה - וחוזרת לנקום. mynet חדרה. אוחר מתוך <https://did.li/Xnoaa>
- דוח מבקר המדינה (2022). מניעת נזקי מינים פולשים ושמירה על המגוון הביולוגי. משרד מבקר המדינה ונציבות תלונות הציבור.
- הדס, א., פרידקין סבג, צ., נווה, א. וזגרון, ג. (2020). הערכה כלכלית לכדאיות הטיפול במינים פולשים. המשרד להגנת הסביבה, משרד החקלאות ופיתוח הכפר ורשות הטבע והגנים.
- חסידי, א. (2016, 22 ביוני) דיווחים מכל נתניה על ציפורי מיינה הפוצעות תושבים. נתניה Online. אוחר מתוך <https://did.li/iiFIC>
- ספירת הציפורים הגדולה – סיכום מתומצת (2021). החברה להגנת הטבע והמרכז לטיפול ציפורי הבר בחצר ובגינה. עצמון, א. (2017, 2 ביולי) אימה בשכונת אם המושבות: ציפורים מסוג "מיינה" תוקפות את התושבים ביום ובלילה. mynet פתח תקווה. אוחר מתוך <https://did.li/OP2ft>
- רוטשילד, א. ופדרמן, ר. (2012). מינים פולשים בישראל - תיאור הסיכונים והמלצות למדיניות מונעת. החברה להגנת הטבע
- רשות הטבע והגנים (2021). היתר כללי לציד עורב אפור, עורב הודי, מאיינה הודית ודררה. רשות הטבע והגנים.
- שרף, ג. (2020). מצאי הזוחלים בעיר וגורמים המעצבים את הרכב המינים: פארק הזהב כמקרה בוחן. פרויקט גמר לתואר ראשון, המכללה האקדמית תל חי, קרית שמונה.
- Ahmad, F., & Sahi, D.N. (2012). Food and feeding habits of the Common Myna, *Acridotheres tristis* (Family: Sturnidae) at Jammu, Jammu and Kashmir. *Mollusca*, 3, 2-15.
- Baker, A. J., & Moeed A. (1987). Rapid genetic differentiation and founder effect in colonizing populations of Common Mynas (*Acridotheres tristis*). *Evolution* 41:525–538.
- Beauchamp, G. (2015). Animal vigilance: monitoring predators and competitors. London: Academic Press.
- Bhattacharya, S., Roy, K., Saha, G. K., & Mazumdar, S. (2022). Habitat-use patterns of common myna, Asian pied starling and jungle myna in an urban landscape, India. *Biologia*, 77(1), 115–124 .

Bissessur, P., & Florens, V. (2018). Predation of the Mauritius endemic Macchabé Skink, *Gongylomorphus bojerii fontenayi*, by the Common myna, *Acridotheres tristis*. Bulletin Phaethon, 48(March), 91–93.

Blanvillain, C., Salducci, J.M., Tuteururai, G., & Maeura, M. (2003). Impact of introduced birds on the recovery of the Tahiti Flycatcher (*Pomarea nigra*), a critically endangered forest bird of Tahiti. Biological Conservation, 109(2), 197-205.

Blanvillain, C., Saavedra, S. & Ghestemme, T. (2014). French Polynesia: Impact of *Acridotheres tristis* and *Pycnonotus cafer* 2012 and 2013 control campaigns on the recovery of the critically endangered *Pomarea nigra*. PII News March 2014.

Blumstein, D.T. (2006). Developing an evolutionary ecology of fear: How life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. Animal Behavior, 71(2), 389-399.

Butler, D. (2015). Final report – eradication of mynas from Kiribati. Ministry of Environment, Lands and Agricultural Development, Government of Kiribati .

Burger, J. & Gochfeld, M. (1998). Effects of ecotourists on bird behaviour at Loxahatchee National Wildlife Refuge, Florida. Environmental Conservation, 25, 13-21

Burns, F., McCulloch, N., Székely, T., & Bolton, M. (2013). The impact of introduced predators on an island endemic, the St Helena Plover, *Charadrius sanctaehelenae*. Bird Conservation International, 23(2), 125–135.

Burt, A. J., Gane, J., Olivier, I., Calabrese, L., De Groene, A., Liebrick, T., Marx, D., & Shah, N. (2016). The history, status and trends of the Endangered Seychelles Magpie-robin *Copsychus sechellarum*. Bird Conservation International, 26(4), 505–523.

Canberra Indian Myna Action Group (CIMAG) (WWW Document). (2018). Canberra Indian Myna Action Group. URL: www.indianmynaaction.org.au

Canning, G. (2011). Eradication of the invasive common myna, *Acridotheres tristis*, from Fregate Island, Seychelles. Phelsuma, 19, 43–53.

Carthey, A. J. R., & Blumstein, D. T. (2018). Predicting Predator Recognition in a Changing World. Trends in Ecology and Evolution, 33(2), 106–115 .

Colléony, A., & Shwartz, A. (2020). When the winners are the losers: Invasive alien bird species outcompete the native winners in the biotic homogenization process. Biological Conservation, 241(October 2019).

Cramp, S., & Perrins, C. M. (1994). Handbook of the birds of Europe, the Middle East and Africa. The birds of the western Palearctic vol VIII: crows to finches. Oxford University Press, Oxford.

Cresswell, W. (2008). Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis*, 150(1), 3–17 .

Dhami, M. K., & Nagle, B. (2009). Review of the Biology and Ecology of the Common Myna (*Acridotheres tristis*) and some implications for management of this invasive species. Prepared for: Pacific Invasives Initiative, The University of Auckland, Tamaki Campus, Private Bag 92019, Auckland 1. Auckland: Pacific Invasives Initiative, The University of Auckland.

Diamond, J. M., & Ross, M. S. (2020). Overlap in reproductive phenology increases the likelihood of cavity nest usurpation by invasive species in a tropical city. *Condor*, 122(3), 1–13.

Diquelou, M. C., MacFarlane, G. R., & Griffin, A. S. (2018). Investigating responses to control: a comparison of common myna behavior across areas of high and low trapping pressure. *Biological Invasions*, 20(12), 3591–3604 .

Diquelou, M. C., & Griffin, A. S. (2019). It's a trap! Invasive common mynas learn socially about control-related cues. *Behavioral Ecology*, 30(5), 1314–1323 .

Downs, C. T., & Hart, L. A. (2020). Invasive birds: Global trends and impacts. CAB International.

Feare, C., and Craig, A. (1998). Starlings and Mynas (157-161). London, UK: Christopher Helm.

Feare, C. J., Lebarbenchon, C., Dietrich, M., & Larose, C. S. (2015). Predation of seabird eggs by Common Mynas on Bird Island, Seychelles, and its broader implications. *Bulletin of the African Bird Club*, 22(2), 162–170.

Feare, C. J., van der Woude, J., Greenwell, P., Edwards, H. A., Taylor, J. A., Larose, C. S., Ahlen, P. A., West, J., Chadwick, W., Pandey, S., Raines, K., Garcia, F., Komdeur, J., & de Groene, A. (2017). Eradication of common mynas *Acridotheres tristis* from Denis Island, Seychelles. *Pest Management Science*, 73(2), 295–304.

Feare C. J., Waters J., Fenn S.R., Larose C.S., Retief T., Havemann C., Ahlen P.A., Waters C., Little M.K., Atkinson S., Searle B., Mokhobo, E., de Groene A., Accouche, W. (2021a) Eradication of invasive common mynas *Acridotheres tristis* from North Island, Seychelles, with recommendations for planning eradication attempts elsewhere. *Management of Biological Invasions* 12 (in press).

Feare, C. J., Bristol, R. M., & Van De Crommenacker, J. (2021b). Eradication of a highly invasive bird, the Common Myna *Acridotheres tristis*, facilitates the establishment of insurance populations of island endemic birds. *Bird Conservation International*, 1–21.

Finarov, E. (2022). Mitigation of common myna (*Acridotheres tristis*) abundance in protected areas. M.Sc Thesis, Tel Aviv University, Israel.

Grarock, K., Tidemann, C. R., Wood, J., & Lindenmayer, D. B. (2012). Is it Benign or is it a pariah? Empirical evidence for the impact of the common Myna (*Acridotheres tristis*) on Australian birds. PLoS ONE, 7 (7).

Grarock, K., Tidemann, C. R., Wood, J. T., Lindenmayer, D. B., Grarock, K., Tidemann, C. R., Wood, Á. J. T., Lindenmayer, Á. D. B., Wood, J. T., & Lindenmayer, D. B. (2014). Understanding basic species population dynamics for effective control: a case study on community-led culling of the common myna (*Acridotheres tristis*). Biological Invasions, 16, 1427–1440.

Griffin, A. S. (2008). Social learning in Indian mynahs, *Acridotheres tristis*: the role of distress calls. Animal Behaviour, 75, 79–89.

Griffin, A. S., & Boyce, H. M. (2009). Indian mynahs, *Acridotheres tristis*, learn about dangerous places by observing the fate of others. Animal Behaviour, 78(1), 79–84.

Griffin, A. S., Boyce, H. M., & MacFarlane, G. R. (2010). Social learning about places: observers may need to detect both social alarm and its cause to learn. Animal Behaviour, 79(2), 459–465.

Griffin, A. S., & Haythorpe, K. (2011). Learning from watching alarmed demonstrators: Does the cause of alarm matter? Animal Behaviour, 81(6), 1163–1169.

Griffin, A. S., Guez, D., Lermite, F., Patience, M. (2013) Tracking Changing Environments: Innovators Are Fast, but Not Flexible Learners. PLoS ONE 8(12): e84907 .

Handal, E. N., & Qumsiyeh, M. B. (2021). Status and distribution of the invasive Common Myna *Acridotheres tristis* in the West Bank, Palestine. Sandgrouse, 43, 658– 665.

Hertmayer, Y. (2014). The Common Myna (*Acridotheres tristis*) as a successful invader: Intra and interspecific interactions, urbanization and public opinion. M.Sc Thesis, University of Haifa, Israel.

Holzapfel, C., Levin, N., Hatzofe, O., & Kark, S. (2006). Colonization of the Middle East by the invasive Common Myna *Acridotheres tristis* L., with special reference to Israel. Sandgrouse, 28(1), 44–51.

Invasive Species Specialist Group (ISSG) (WWW Document). (2022). URL: <http://www.iucngisd.org/gisd/>

Jones, C. G. (1996). Bird introductions to Mauritius: status and relationship with native birds. The Introduction & Naturalization of Birds, 113-123.

King, D. H. (2010). The effect of trapping pressure on trap avoidance and the role of foraging strategies in anti-predator behavior of common mynas (*Sturnus tristis*). Canberra Bird Notes 35(2): 85-108.

- Lim, H. C., Sodhi, N. S., Brook, B. W., & Soh, M. C. K. (2003). Undesirable Aliens: Factors Determining the Distribution of Three Invasive Bird Species in Singapore. *Journal of Tropical Ecology*, 19(6), 685–695.
- Linley, G. D., Paton, D. C., & Weston, M. A. (2017). A citizen-trapper effort to control Common Myna: Trap success, specificity and preferred bait type. *Ecological Management and Restoration*, 18(3), 249–252.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S. & Poorter M. D. (2000) 100 of the world's worst invasive alien species a selection from the Global Invasive Species Database. In: First published as special lift-out in *Aliens* 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004, p. 7. The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN).
- Lowe, K. A., Taylor, C. E., & Major, R. E. (2011). Do Common Mynas significantly compete with native birds in urban environments? *Journal of Ornithology*, 152(4), 909–921.
- Magory Cohen, T., & Dor, R. (2019). The effect of local species composition on the distribution of an avian invader. *Scientific Reports*, 9(1), 1–9.
- Magory Cohen, T., McKinney, M., Kark, S., & Dor, R. (2019). Global invasion in progress: modeling the past, current and potential global distribution of the common myna. *Biological Invasions*, 21(4), 1295–1309.
- Magory Cohen, T., Kumar, R. S., Nair, M., Hauber, M. E., & Dor, R. (2020). Innovation and decreased neophobia drive invasion success in a widespread avian invader. *Animal Behaviour*, 163, 61–72.
- Magory Cohen, T., Hauber, M. E., Akriotis, T., Crochet, P. A., Karris, G., Kirschel, A. N. G., Khoury, F., Menchetti, M., Mori, E., Per, E., Reino, L., Saavedra, S., Santana, J., & Dor, R. (2022). Accelerated avian invasion into the Mediterranean region endangers biodiversity and mandates international collaboration. *Journal of Applied Ecology*, 59(6), 1440–1455.
- McBlain, M., Jones, K. A., & Shannon, G. (2020). Sleeping Eurasian oystercatchers adjust their vigilance in response to the behaviour of neighbors, human disturbance and environmental conditions. *Journal of Zoology*, 312(2), 75–84 .
- McGiffin, A., Lill, A., Beckman, J., & Johnstone, C. P. (2013). Tolerance of human approaches by Common Mynas along an urban-rural gradient. *Emu*, 113(2), 154–160 .
- Nijman, V., Ardiansyah, A., Siriawat, P., Birot, H., Winnasis, S., Damianou, E., Imron, M. A., Langgeng, A., Lewis, B., & Nekaris, K. A.-I. (2022). Wildlife trade and the establishment of invasive alien species in Indonesia: management, policy, and regulation of the commercial sale of songbirds. *Biological Invasions*.

- Old, J. M., Spencer, R. J., & Wolfenden, J. (2015). The Common Myna (*Sturnus tristis*) in Urban, rural and semi-rural areas in Greater Sydney and its surrounds. *Emu*, 115(3), 241–248.
- Orchan, Y., Chiron, F., Shwartz, A., & Kark, S. (2013). The complex interaction network among multiple invasive bird species in a cavity-nesting community. *Biological Invasions*, 15(2), 429–445.
- Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon Mozes, T., & Barnea, A. (2014). The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landscape and Urban Planning*, 122, 186–195.
- Parkes, J. (2006). Feasibility Plan to Eradicate Common Mynas (*Acridotheres tristis*) from Mangaia Island, Cook Islands. Avarua, Rarotonga, Cook Islands.
- Parkes, J. (2012). Review of best practice management of common mynas (*Acridotheres tristis*) with case studies of previous attempts at eradication and control: a working document. Landcare Research Contract Report: LC 986.
- Payet, H. E. (2007) The introduced Seychelles White-eye (*Zosterops modestus*) population of Fregate Island, Seychelles: territories and aspects of population dynamics, biology and ecology. Master's thesis, University of Réunion, Saint-Denis, France.
- Peacock, D. S., Van Rensburg, B.J., & Robertson, M.P. (2007). The distribution and spread of the invasive alien Common Myna, *Acridotheres tristis* L. (Aves: Sturnidae), in Southern Africa. *South African Journal of Science*, 103(11-12), 465–473.
- Pell, A.S., & Tidemann, C.R. (1997). The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in savannah and woodland in eastern Australia. *Biological Conservation*, 79(2), 145–153.
- Pham, T. & van Son, J. (2009). Indian myna control project handbook. New South Wales Environmental Trust.
- Pyšková, K., Pyšek, P. & Foxcroft, L.C. (2022). Introduction and invasion of common myna (*Acridotheres tristis*) in Kruger National Park, South Africa: still time for action? *Biological Invasions*.
- Roll, U., Dayan, T., & Simberloff, D. (2008). Non-indigenous terrestrial vertebrates in Israel and adjacent areas. *Biological Invasions*, 10(5), 659–672.
- Rowe, S., & Empson, R. (1996). Observations on the breeding behaviour of the Tanga'eo or Mangaia Kingfisher (*Halcyon tuta ruficollaris*). *Notornis*, 43(1), 43–48.
- Saavedra, S. (2009). First control campaign for Common myna (*Acridotheres tristis*) in Ascension Island. *Control*, 1–28.

Saavedra, S. (2010). Eradication of invasive Mynas from islands. Is it possible? *Aliens: The Invasive Species Bulletin*, 29, 40–47.

Saavedra, S., Maraver, A., Anadón, J. D., & Tella, J. L. (2015). A survey of recent introduction events, spread and mitigation efforts of mynas (*Acridotheres sp.*) in Spain and Portugal. *Animal Biodiversity and Conservation*, 38(1), 121–127.

Saavedra Cruz, S., & Reynolds, S. (2019). Eradication and control programmes for invasive mynas (*Acridotheres spp.*) and bulbuls (*Pycnonotus spp.*): defining best practice in managing invasive bird populations on oceanic islands. In C. Veitch, M. Clout, A. Martin, J. Russell, & C. West (Eds.), *Island Invasives: Scaling up to Meet the Challenge* (pp. 302-308). (Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission; Vol. 62). International Union for Conservation of Nature and Natural Resources.

Sapir, N. (2003). Six new breeding bird species in Israel during 1995-2002. *Israel Journal of Zoology*, 49(2–3), 203–218 .

Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme (SPREP) Report. (2016). *Managing Myna Birds in The Pacific*. Secretariat of the Pacific Regional Environment Programme.

Söderblom-Tay, D. (2014). Effects and consequences of agriculture, tourism and hunting on the birdlife at Gialova lagoon - an area of international importance for migratory birds. Bachelor thesis, Stockholm University.

Talbi, R., Gavish, Y., Izhaki, I., Bar-Massada, A., 2022. When a pest-control species becomes a pest: a shift in the foraging habitat of cattle egret (*Bubulcus ibis*) and the threat to grazed natural ecosystems. *Biological Conservation*, under Review.

Tidemann, C. R. (2001). Mitigation of the impact of Mynas on biodiversity and public amenity. School of Resources, Environment & Society, the Australian National University, 1–11.

Tidemann, C. (2005). Indian Mynas - Can the problems be controlled? *Proceedings of the 15th National Urban Animal Management Conference*, 19–21.

Tidemann, C. R. (2010). Investigation into the potential for broad-scale control of mynas by trapping at communal roosts – final report. Fenner School of Environment & Society, The Australian National University, Canberra, ACT, Australia.

Tidemann, C. R., Grarock, K., & King, D. H. (2010). Euthanasia of pest sturnids in nest boxes. *Corella* 35(2): 49-51.

Tindall, S. D., Ralph, C. J., & Clout, M. N. (2007). Changes in bird abundance following Common Myna control on a New Zealand Island. *Pacific Conservation Biology*, 13(3), 202-212.

Underhill, L. G., Spiby, J., & Fox, G. (2014). SABAP2 shows that the common myna *Acridotheres tristis* is using the towns and villages as stepping stones to spread across South Africa. *Biodiversity Observations*, 5:453–456.

Varnham, K. (2006). Non-native species in UK Overseas Territories: a review. *JNCC Report*, 372(372), 39.

Ventura, L., Strubbe, D., & Schwartz, A. (2022). A large-scale systematic bird survey across urban, rural and natural areas demonstrates the potential value of cities for regional biodiversity conservation. Manuscript submitted for publication.

Watson, M., Aebischer, N. J., & Cresswell, W. (2007). Vigilance and fitness in grey partridges *Perdix perdix*: The effects of group size and foraging-vigilance trade-offs on predation mortality. *Journal of Animal Ecology*, 76(2), 211–221 .

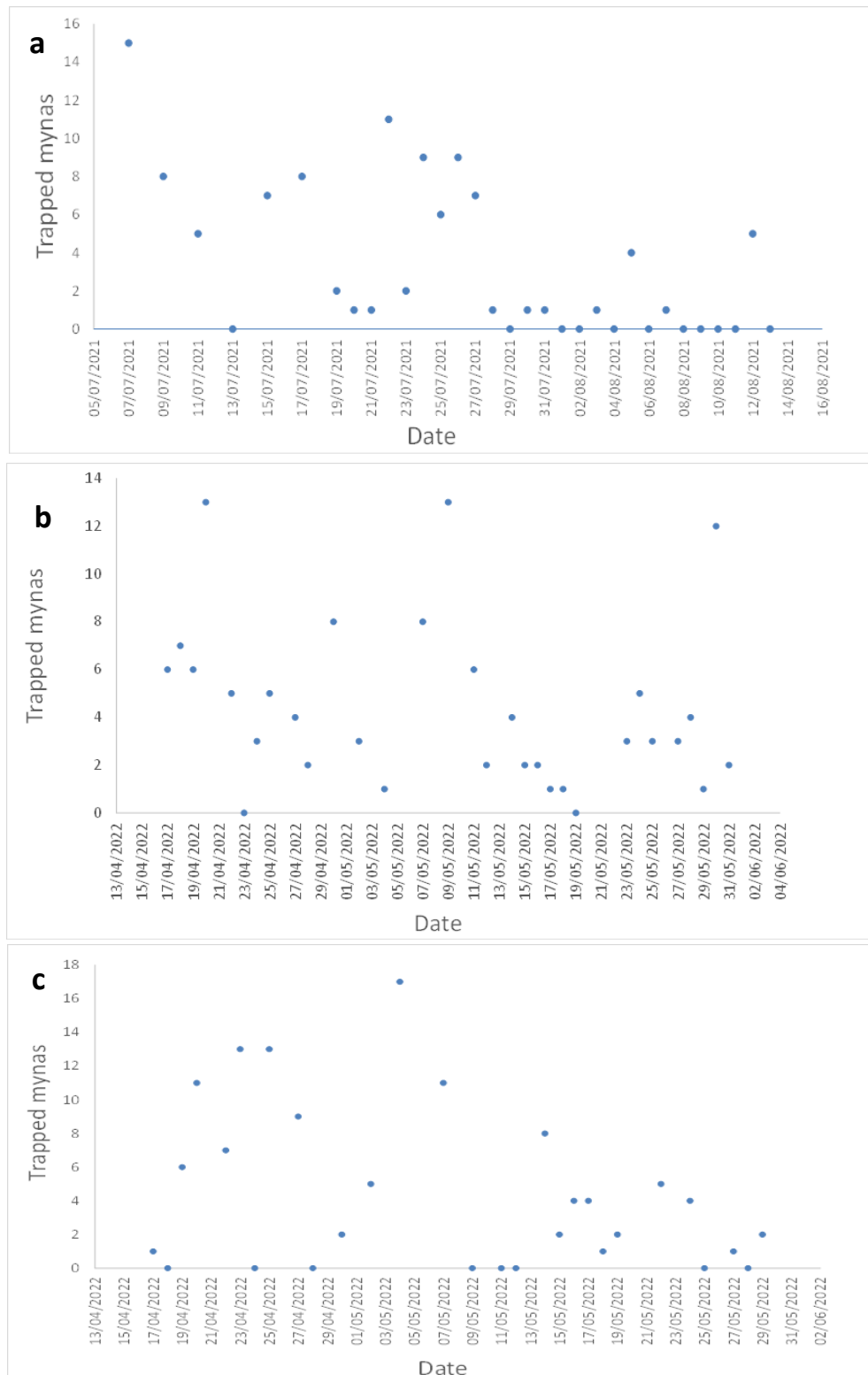
Yap, C. A. M., Sodhi, N. S., & Brooks, B.W. (2002) Roost characteristics of invasive mynas in Singapore. *Journal of Wildlife Management*, 66: 1118–1127.

Yap, C.A.M., & Sodhi, N.S. (2004). Southeast Asian invasive birds: Ecology, impact and management. *Ornithological Science*, 3(1), 57-67.

Yasui, H. (2022). Vegan nationalism? the Israeli animal rights movement in times of counter-terrorism. *Settler Colonial Studies*, 1-22.

פרופ' ח"א סוף שורץ, טכניון | פרופ' שי מאירי, אונ' ת"א | פרופ' אורי רול, אונ' בן גוריון בנגב

נספח 1 – נתוני לכידה יומיים באתרי המחקר



תרשים 1.1 – נתונים יומיים של לכידת מיינות ב- (a) רמת הנדיב, (b) תל אפק ו- (c) מקורות הירקון.