



השפעת טיפולי דילול בחלקות יער אורנים על רמת פעילותו של הצבי הישראלי ועל רמת סימוני הטריטוריות

עובד גור^{1,2*} | יגיל אסם³ | רחל בן שלמה^{4,1} | אורי שיינס^{4,1}

1 החוג לביוולוגיה אבולוציונית סביבתית, אוניברסיטת חיפה

2 אורנים – המכללה האקדמית לחינוך

3 המחלקה למשאבי טבע, מנהל המחקר החקלאי – מכון וולקני

4 החוג לביוולוגיה וסביבה, אוניברסיטת חיפה – אורנים

* ovedgur@gmail.com

תקציר

לאזורים מוצלים שהם גם מוגנים מטריפה, והצורך למצוא מזון הובילו להעדפת היער המדולל. ממצא נוסף שעלה במחקר הוא שבגבולות תחומי המחיה של זכרים טריטוריאליים היו באותן תחנות ריח סימונים משותפים של שני צבאים שונים. תוצאות המחקר מצביעות על שוני בהעדפות בית הגידול של הצבי הישראלי ביחס למה שהיה ידוע עד כה, והן משליכות על ממשק יערות האורנים נטע האדם ועל רמת הדילול הרצויה שתקל על שימור אוכלוסיית הצבאים. כמו כן, התוצאות מאירות את העובדה שבחירת מיקום תחנות הריח אינה אקראית, והיא עומדת בקשר הדוק לאופי יער האורנים.

הצבי הישראלי, מין דגל בסכנת הכחדה, נפוץ בארץ בשטחי בתה ושיחייה, אך בשנים האחרונות ישנן עדויות למשיכה שלו לבית גידול אחר – יערות אורנים נטע אדם. כדי לבדוק את צפיפות היער המועדפת על הצבי הישראלי בדקנו את פיזור ערמות הגללים ואת פיזור תחנות הריח בתחנות LTER ביער הקדושים, הממוקמת במורדות המערביים של הרי ירושלים. באתר המחקר נעשו טיפולי דילול של עצי אורן ירושלים לארבע רמות: כריתה מלאה, 10 עצים לדונם, כ-30 עצים לדונם, וקבוצת ביקורת של כ-60 עצים לדונם (צפיפות היער המקורית). רמת הפעילות של הצבאים נמדדה בעזרת ספירת כל ערמות הגללים בחלקות הטיפול השונות, וכן נסקרו תחנות הריח בטיפולים השונים תוך זיהוי הפרטים המסמנים בעזרת DNA שמוצה מהגללים בתחנות. ממצאי המחקר מראים שהצבאים מעדיפים את חלקות היער המדולל על פני השטח הפתוח (כריתה מלאה), ועל פני חלקות הביקורת (הצפיפות המקורית), ושרמת ההעדפה משתנה בעונות השונות. נוסף על כך, נמצאו באזורים המיוערים יותר תחנות ריח, ומספר הפרטים המסמנים בטיפולי הדילול היה גבוה יותר. נראה שההעדפה

מילות מפתח

ערמות גללים, תחנות ריח

מבוא

ובמרכזה, וכיום על סמך בדיקות גנטיות מגדירים אותו כמין אנדמי נפרד (Hadas et al., 2015). הגדרה זו כמין נפרד שינתה את מעמדו של הצבי ממין שעתידי בסכנה (VU), כלומר שמתרחשת ירידה בגודל אוכלוסייתו המקומית (דולב וכרבלוצקי, 2002), למין בסכנת הכחדה (EN). האוכלוסייה הייחודית בישראל עלולה לקטון ב-10 השנים הקרובות ב-50%, בעיקר עקב קיטוע של בתי הגידול וירידה בגודל השטח שבשימוש על ידי המין, ועל כן הוא מוגדר כשרוי בסכנת הכחדה (Yom-Tov et al., 2021).

הצבי הישראלי הוא בעל חיים חברתי, ולרוב חי בקבוצות של זכרים רווקים (בגיל חצי שנה עד שלוש), נקבות עם צאצאים וזכרים בודדים טריטוריאליים. הזכרים הטריטוריאליים מסמנים את הטריטוריה על ידי "תחנות ריח" שהם מטילים בהן גללים ושתן לאחר שחפרו גומה בקרקע (יום טוב, 2016; Baharav, 1974; Mendelsohn et al., 1995). תחנת ריח היא בעיקר סימון כימי, אך גם חזותי, והיא נראית למרחוק ובולטת בנף.

הצבאים נחשבים "מין דגל" (flagship species), כלומר מין בולט בעל חשיבות תרבותית, שמעורר אמפטיה רבה בקרב אנשים, ונחשב לחלק מהתרבות הטבעית של האזור. ולראיה, אחד מכינוייה של ארץ ישראל הוא "ארץ הצבי" (יום טוב, 2016). הגנה על אוכלוסיות הצבאים מביטיחה גם הגנה על מרכיבי חברה נוספים, ותגורר בעקבותיה הגנה על בתי הגידול של מינים אחרים. לכן ניתן להחשיב את הצבי הישראלי כמין מפתח (keystone species) המכתיב את תכונת החברה, ומהווה בכך מין בעל חשיבות לקיומו של מכלול מינים בקרבתו (יום טוב, 2016). אחד ההיבטים החשובים שיישעו להגנה על אוכלוסיית הצבאים הוא טיפוח ושמירה על בתי הגידול שלהם (Yom-Tov et al., 2021).

הצבי הישראלי מעדיף שטחים פתוחים עם צמחייה נמוכה (צמחייה עשבנית, שיחים ובני-שיח), ולמרות זאת בשנים האחרונות מתרבות העדויות לפעילותו ביערות נטע-אדם. המחקר עסק ביחסי הגומלין המתקיימים בין הצבי הישראלי לבין הצומח ביערות נטע-אדם בישראל. בסקירה זו יוצג חלק מהמחקר העוסק בשאלה כיצד ממשק היער משפיע על פעילות הצבאים. המחקר נערך באתר התחנה למחקר אקולוגי ארוך טווח (Long Term Ecological – LTER Research station) ביער הקדושים, שהוא יער מחטני בהרי ירושלים.

שיטות

באתר המחקר גדל יער אורן ירושלים בוגר וצפוף, שניטע בסוף שנות ה-60, ובסתיו 2009 בוצעו בו טיפולי דילול בעוצמות שונות. השטח חולק לחלקות ניסוי בגודל חמישה דונם, 70×70 מטר, וטיפולי הדילול בחלקות השונות פוזרו

מרבית יערות האורן בישראל ניטעו בשנות ה-50–70 של המאה הקודמת. מטרת הייעור העיקריות בשנים האלה היו יצירת מקור תעסוקה, הגנה על קרקעות מדינה ושיפור חזות הנוף. המטרות ההיסטוריות האלה והידע הקיים ביערנות הובילו לנטיעה של יערות אורנים צפופים, רובם חד-גיליים וחד-מיניים, והמין העיקרי שניטע בהם היה אורן ירושלים (*Pinus halepensis*) המתאפיין בקצב גידול מהיר וביכולת להתקיים באקלים יובשני ולספק צל למטרות נופש (Osem et al., 2008, 2021; Perevolotsky and Sheffer, 2009). היערות האלה הוקמו ונהלו על פי עקרונות של יערנות מסחרית, והתאפיינו במגוון ביולוגי נמוך בהשוואה ליערות טבעיים ולתצורות צומח טבעיות אחרות (Hartley, 2002; Perevolotsky and Sheffer, 2009; Hua et al., 2022). לדוגמה, במחקר שבחן את המגוון של מספר קבוצות טקסונומיות באזור שפלת יהודה, נמצא כי עושר המינים של חיפושיות, עכבישים וצמחים נמוך ביערות אורן נטועים ב-30%, 17% ו-20% בהתאמה, בהשוואה לעושר בחורש טבעי סמוך (לבנוני, 2005). אופי הנטיעות והממשק היערי בישראל עוררו התנגדות רבה של גופים ירוקים ושל מדענים שהתריעו על המגוון הביולוגי הנמוך ביערות הללו (Perevolotsky and Sheffer, 2009; Osem et al., 2021). ההיבטים האלה עוררו את הצורך בחשיבה מחודשת על הרכב המינים ואופי הממשק של היער הנטוע בישראל, מתוך מגמה ליצור, בין היתר, פסיפס נופי מגוון, שתומך במגוון ביולוגי עשיר, ומוביל, עד כמה שניתן, למאפיינים של מערכות אקולוגיות טבעיות (Osem et al., 2008; Perevolotsky and Sheffer, 2009; Osem et al., 2021).

על פי המגמה החדשה הזו, היערות יהיו רב-תכליתיים, יתאפיינו במבנה רב-גילי, רב-מיני ורב-שכבתי כתמי, יכלו מגוון תצורות צומח, ובהתאם לכך יתמכו במגוון הביולוגי הרחב הייחודי לישראל (אסם ושות', 2014; Osem et al., 2008). אחד המנגנונים להשגת מטרה זו הוא דילול היער הוותיק – דילול שייצמצם את כיוסי חופת היער הבוגר, יוביל להתפתחות צמחיית תת-יער מגוונת ולהתבססות מיני עצים מקומיים שונים, ויתרום להגדלת המגוון הביולוגי בשטחי היער ובסביבתם (אסם ושות', 2014; Osem et al., 2008; Perevolotsky and Sheffer, 2009; Osem and Moshe, 2021; Osem et al., 2021). אחד הסימנים המעודדים שאכן דילול היער יכול להוביל להגדלה של המגוון הביולוגי ולשפר את מצבם של המינים המקומיים, היה הופעתם של צבאים באותם שטחי יער שדוללו בצורה ניסויית. במחקר זה נבחנה בפעם הראשונה בישראל השפעת צפיפות יער אורנים בוגר נטוע על רמת הפעילות של הצבי הישראלי (*Gazella gazella gazella*).

הצבי הישראלי הוא תת-מין אנדמי לישראל בצפונה

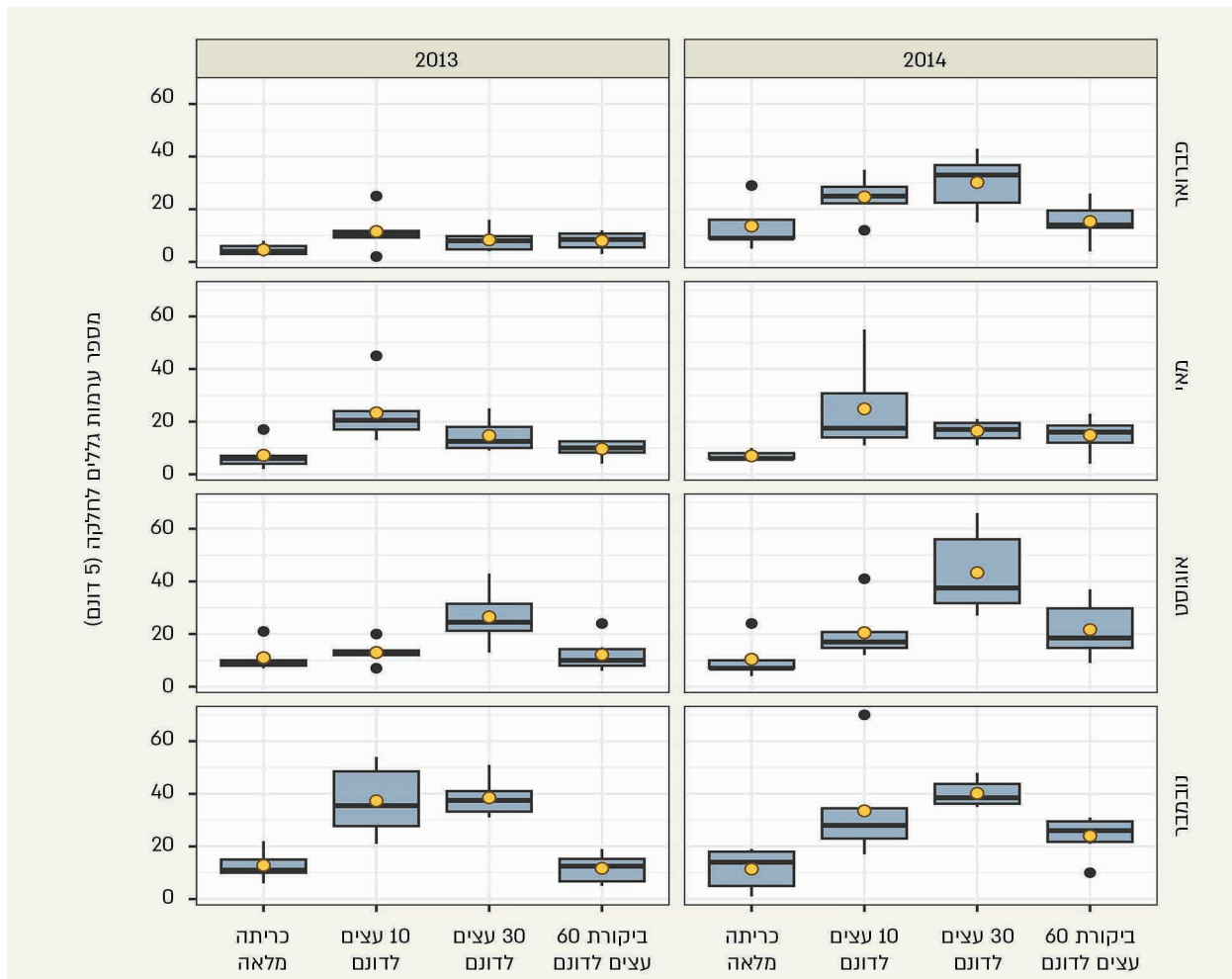
היוו עדות לנוכחות צבאים בשלושת החודשים האחרונים. מקבצים ישנים יותר ניתנים לזיהוי על סמך היובש ורמת הפירוק שלהם. כל ערמת גללים נספרה ומוכתה באמצעות GPS. כדי לבדוק אם לצבאים הזכרים יש העדפה להקמה של תחנת ריח בשטח רמת דילול מסוימת, נספרו תחנות הריח בכל חלקה, חושב מספרן הממוצע לכל רמת דילול, ונלקחה דגימת DNA מגללים שבתחנת הריח. מחקר תחנות הריח נערך בשנת 2016.

תוצאות

התמונה הכללית שהתקבלה לרמת הפעילות של הצבאים היא העדפה לאזורי היער המדולל עם השתנות בין העונות (איור 1).

באופן אקראי (complete random design). בוצעו ארבע רמות של דילול: 1. ביקורת ללא דילול, עם צפיפות של כ-50–60 עצים לדונם; 2. דילול בעוצמה נמוכה, לצפיפות של 30 עצים לדונם; 3. דילול בעוצמה גבוהה, לצפיפות של 10 עצים לדונם; 4. כריתה מלאה: כריתה של כל עצי האורן בשטח החלקה והגעה למצב של 0 עצים לדונם. כל טיפול נערך בחמש עד שש חזרות, וסך הכול היו 23 חלקות (ראו איור 1 במאמרם של מוצפי ושות' בגיליון זה). מדד שטח העלה (Leaf Area Index – LAI) של חופת היער היה 0.97 ± 0.22 , 1.64 ± 0.25 ו- 2.38 ± 0.25 בהתאמה (זנו, 2019; אסם ושות', 2016; 2023; Calev et al., 2016).

המעקב אחר רמת הפעילות של הצבאים נערך בשנים 2013–2014 והתמקד בצפיפותם ובמיקום ערמות הגללים שלהם. בכל עונה נערכה סריקה רגלית של כל חלקות המחקר לאיתור ערמות הגללים, ומקבצי הגללים שנמצאו

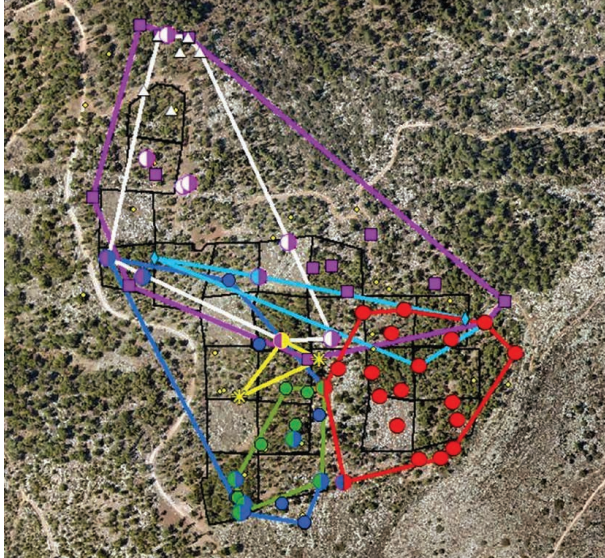


איור 1

התפלגות מספר ערמות הגללים לחלקה (5 דונם) בטיפולי הדילול השונים בשנים 2013–2014

המלבן מסמן את הטווח הבין-רבעוני שמצוים בו 50% מהערכים. הקו בתוך המלבן מסמן את החציון. העיגול הצהוב מסמן את הממוצע. כמו כן, מסומנות נקודות שחרגו מהטווח.

לעיתים סימון משותף של שני זכרים שונים באותה התחנה (over marking). הסתבר גם שתחנות הריח שעל פיהן סומנו הטריטוריות (בייחוד בעונת הרבייה בחודש אוקטובר) נמצאו כמעט אך ורק בשטחים מכוסי עצים, ולא באזורים חשופים (איור 3).



איור 3

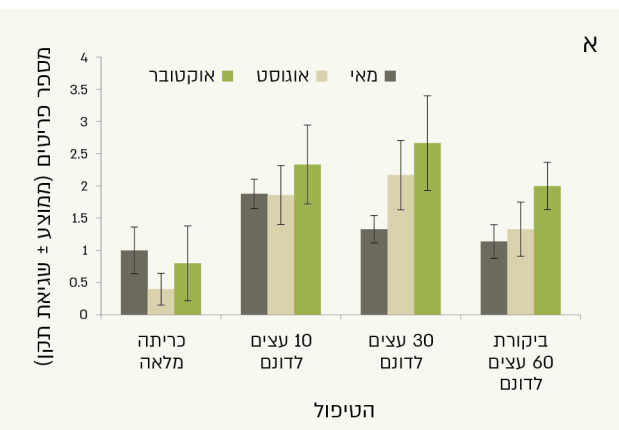
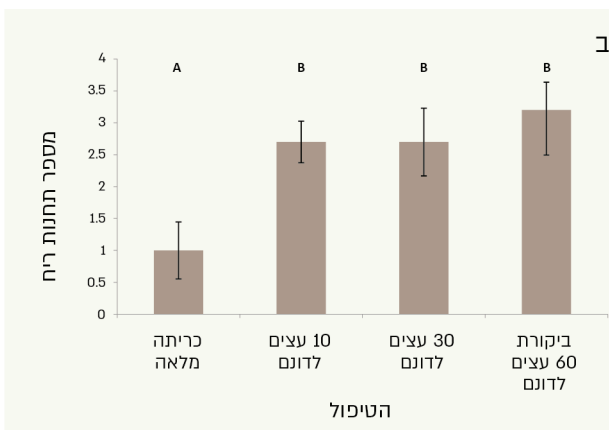
סימוני הטריטוריה ושטחי הטריטוריות של הפרטים הזכרים תחומים במצולעים שהיקפם מינימלי (minimum bounding polygons)

הפרטים השונים מסומנים בצבע ובצורה זהים. עיגול המורכב משני צבעים מציין סימון (הטלת גללים) של שני פרטים שונים באותה תחנת ריח (over marking). עיגול צהוב קטן מציין תחנת ריח קיימת שלא הייתה פעילה בחודש המחקר, אוקטובר 2016.

בחורף (פברואר) לא נמצא הבדל מובהק במספר ערמות הגללים בין הטיפולים השונים. באביב (מאי) רמת הפעילות הגבוהה ביותר הייתה בטיפול 10 עצים לדונם: ב-2013 נמצא שמספר ערמות הגללים הממוצע לחלקה בטיפול 10 עצים לדונם (להלן טיפול 10) היה גבוה באופן מובהק מהממוצע בחלקות הכריתה המלאה, בשתי השנים, וכן בקבוצת הביקורת ב-2013. בשתי השנים מספר הערמות בטיפול 10 היה גבוה ביחס למספר ערמות הגללים בטיפול 30 עצים לדונם, (להלן טיפול 30), אך לא בהבדל מובהק, וכן בהשוואה לקבוצת הביקורת ב-2014. בקיץ (אוגוסט) רמת הפעילות הגבוהה ביותר הייתה בטיפול 30 עצים לדונם: נמצא שמספר ערמות הגללים בטיפול 30 היה גבוה באופן מובהק מיתר הטיפולים (איור 1). בסתיו (נובמבר) 2013 מספר ערמות הגללים של הצבאים היה דומה וגבוה באופן מובהק ברמת הדילול הגבוהה והנמוכה (10 ו-30 עצים לדונם) לעומת טיפולי הביקורת והכריתה המלאה. בסתיו 2014 נמצאה תמונה דומה לסתיו 2013: מספר ערמות הגללים הממוצע היה דומה וגבוה יותר בטיפולים 10 ו-30 ביחס לטיפולי הביקורת, ונמצא הבדל מובהק בין כל החלקות המיוערות (טיפולים 10, 30 וביקורת) לבין טיפול הכריתה המלאה (איור 1).

מגמה דומה נמצאה בפיזור תחנות הריח של הזכרים הצבאים העדיפו באופן מובהק לסמן בחלקות המיוערות לעומת הכריתה המלאה. כמו כן מספר הזכרים הטריטוריאליים המסמנים היה גבוה יותר בטיפולי הדילול (איור 2).

מיצוי DNA מהגללים אפשר לאפיין את הפרטים הטריטוריאליים המסמנים (איור 2), ואת הטריטוריה של כל פרט (איור 3). כמו כן, התגלה שבגבולות הטריטוריות קיים



איור 2

מידת השימוש בתחנות הריח בטיפולים השונים

א. מספר הזכרים הטריטוריאליים שסימנו תחנות ריח בטיפולים השונים בחודשים מאי, אוגוסט ואוקטובר, ממוצע לחלקה (5 דונם) ± שגיאת תקן; ב. מספר תחנות ריח ממוצע לחלקה (5 דונם) בטיפולי הדילול השונים (ממוצע ± שגיאת תקן). אותיות שונות מעל עמודות מציינות הבדל מובהק. $F_{3,19}=5.04, p=0.01$.

אורנים עדיין לא נבדקה רמת הפגיעות של צבאים מכלבים, אך במהלך המחקר נצפו בשטח היער מספר מרדפים של להקת כלבים אחרי צבי (גור, תצפיות אישיות), ופעם אחת אף נמצאו שרידי צבי שנטרף, ולידם עקבות של בעל חיים ממשפחת הכלביים. הודות למצלמת מעקב היינו עדים לתצפית מרתקת המעידה על חשש הצבאים מטורפים: כלב של זוג מטיילים נצפה מתפלש במהלך היום בתחנת ריח, וכשהצבי הזכר הגיע בלילה לאזור, הוא הריח את התחנה, ומייד נמלט בריצה. תחנת הריח, שפעלה במשך שנים, ננטשה לחלוטין.

יש להניח שההעדפה לאזורי היער המדולל על פני היער הצפוף מחד גיסא, ועל פני השטח החשוף (כריתה מלאה) מאידך גיסא, מעניקה לצבאים לא רק תנאי מיקרו-אקלים מיטביים, אלא גם הגנה מפני טורפים וכן מהפרעות מצד האדם. הצבאים מתייחסים לפעילות אנושית כאל הימצאות טורפים, ואף חוששים מהאדם יותר מאשר מטורפים (Manor and Saltz, 2005; Shamoon et al., 2018).

טיפולו הדילול ובעקבותיהם שינוי רמת ההצללה (LAI) משפיעים גם על היצרנות והפנולוגיה של הצומח העשבוני. בחודש אוגוסט הצמחייה העשבונית הרב-שנתית (דגניים כדוגמת נשרן הדוחן [*Piptatherum miliaceum*]) בחלקות שעברו כריתה מלאה הייתה יבשה לחלוטין, בעוד שבחלקות שעברו דילול בעוצמה נמוכה (30 עצים לדונם) נשרן הדוחן היה עדיין עם עלים ירוקים ולא יבש לגמרי (גור, תצפיות אישיות). באופן כללי, בחלקות הביקורת שלא דוללו, כמות העשבוניים הרב-שנתיים והחד-שנתיים נמוכה יחסית לחלקות האחרות. הצמחייה העשבונית היא מזון מועדף על הצבאים בעיקר בחורף, ולקראת הקיץ כשהיא נעלמת, המרכיב העשבוני יורד ל-50% מהתפריט, והצבאים מתמקדים במינים שעליהם ירוקים גם בקיץ, כמו יבילית מצויה (*Cynodon dactylon*) (גפן, 1995; יום טוב, 2016; Baharav, 1981; Mendelsohn et al., 1995). לאור רמת הפעילות הגבוהה של הצבאים שנצפתה באוגוסט בטיפול 30, יש להניח שהמעבר מהחלקות ברמת דילול גבוהה (טיפול 10) באביב לחלקות הדילול בעוצמה נמוכה (טיפול 30) בקיץ מאפשר לצבאים גם מגוון רב יותר של מקורות מזון. כאמור, חופת היער משפיעה באופן ישיר על משאב האור בתת-היער, ובעקבות זאת גם על קצב הפוטוסינתזה והיצרנות בתת-היער (זנגי, 2019; Zangy et al., 2021). ככל הנראה, רמת הפעילות הנמוכה יחסית של הצבאים בחלקות הביקורת של יער צפוף נובעת גם מהזמינות הנמוכה של צומח עשבוני, קרי, ממגבלת מזון.

בחירת בית הגידול על ידי פרסתניים רבים באזורי יער היא מעין פשרה, כי קיים שקלול תמורות (trade off) בין ההעדפה לאזורים מוצלים ומוגנים מטריפה, לבין הצורך למצוא מזון (Mysterud and Østbye, 1999; Krebs, 2009).

מתוצאות המחקר עולה שבאזור המורדות המערביים של הרי ירושלים, המיוערים ביערות אורן נטע-אדם, אוכלוסיית הצבי הישראלי מראה נטייה מובהקת לרמת פעילות גבוהה בחלקות היער המדוללות (טיפולים 10 ו-30) יותר מאשר בחלקות היער שעברו כריתה מלאה ומתאפיינות בכתמי בתה, שיחיה וצומח עשבוני, וגם יותר מאשר בחלקות היער שלא עברו דילול ומתאפיינות בצפיפות גבוהה של עצי אורן ובתת-יער בלתי מפותח בהשוואה לחלקות שדוללו. הממצאים האלה עומדים בניגוד מסוים לידע המקובל, שלפני הצבי הישראלי מעדיף אזורים בעלי נוף פתוח ותצורות צומח נמוכות, כגון מישורי עשב, בתה ושיחיה, ונמנע מכניסה ליער או לחורש צפופים (יום טוב, 2016; Walther et al., 1983; Mendelsohn et al., 1995; Mendelsohn and Yom-Tov, 1999).

חופת היער משפיעה באופן ישיר על משאב האור בתת-היער, אך בו-בזמן היא משפיעה גם על המיקרו-אקלים בדגש על רמת הקרינה המשפיעה על הטמפרטורה של האוויר ופני השטח, וגם על לחות האוויר ועל תהליכים המתרחשים בקרקע (Valladares et al., 2016). במהלך היום ההצללה של העצים ביער גורמת לירידת טמפרטורת האוויר במספר מעלות, ולירידה בשטף הקרינה שפני השטח ובעלי החיים עצמם חשופים אליו (Jacobs et al., 1994; Niinemets and Valladares, 2004; Zangy et al., 2021). ייתכן שזו הסיבה שרמת פעילות הצבאים ביער גבוהה יותר. הממצא, שהראה כי רמת הפעילות המרבית באביב התרחשה בטיפול 10 ואילו בעונת הקיץ היא עברה לטיפול ה-30, תומך בהשערה שלפיה פעילות הצבאים מתאימה את עצמה למיקרו-אקלים ביער.

אוכלוסיית הצבאים ביער הקדושים, כמו גם באזורים אחרים בארץ, חששנית ורגישה להפרעות אנתרופוגניות. כלבים שהתפראו באזור שפלת החוף וכלבי שמירה במכלאות בקר בגולן מהווים איום על הצבי הישראלי באזורים שונים, וקיומם מעלה את רמת החששנות של הצבאים ופוגע בפוטנציאל הרבייה של האוכלוסייה (יחס עופרים לנקבות) (Manor and Saltz, 2004; Gingold et al., 2009). צבאים נטרפים גם על ידי זאבים (Dunham, 1998). ידוע שהגורם העיקרי המגביל את אוכלוסיית צבי השיטים (*Gazella arabica*) בערבה הוא טריפה, בעיקר על ידי זאבים (Shalmon et al., 2020). יער צפוף יכול להוות מסתור מטורפים מצד אחד, אך מצד שני הוא פוגע ביכולת של פרסתניים שונים להבחין בטורף מתקרב: כיסוי עצים צפוף מאפשר לטורפים להתגנב אל פרסתניים נטרפים בהסתר מבלי שיבחינו בהם. כמו כן, קשה יותר להימלט מטורפים בגלל אפקט החסימה של העצים שפוגע בריצה (Mysterud and Østbye, 1999);

הצבאים ועל קשר חיובי בין רמת הפעילות של הצבאים למיקום הטריטוריות.

לסיכום: היער המחטני המדולל מהווה בית גידול מועדף לצבי הישראלי, והוא נמנע מאזורי הכריתה המלאה שנחשבים כאזורי הפעילות המועדפים על הצבי הישראלי. הצבאים הטריטוריאליים מעדיפים לסמן טריטוריות בשטחי היער המדוללים על פני שטחים ללא עצים. לנתון מפתיע וחדשני זה חשיבות רבה כחלק מהשיקולים שיש להביא בחשבון בבניהול מבנה היערות המחטניים בישראל (אסם ושות', 2014).

תודות

המאמר מבוסס על מחקר שנעשה במימון חלקי של קרן המחקרים, אגף הייעור, קק"ל. המחברים מודים ליוני גביש על הייעוץ הסטטיסטי.

תמונה דומה התקבלה לגבי הצבי הישראלי במחקר זה: ההעדפה לאזורים מוצלים ומוגנים מטריפה והצורך למצוא מזון הובילו להעדפת היער המדולל.

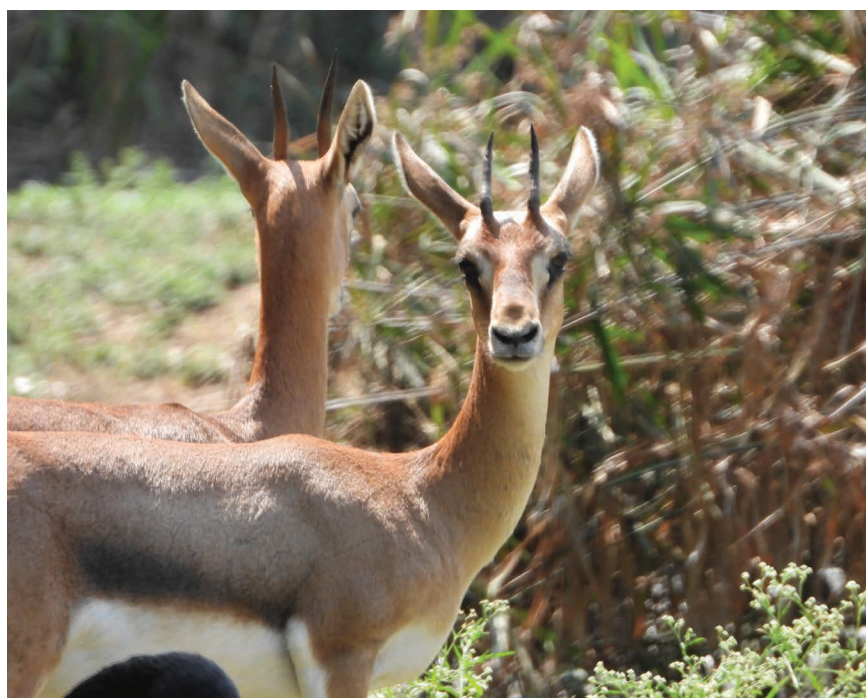
הטריטוריה של זכרי הצבאים נועדה בעיקר לצורך רבייה (יום טוב, 2016; Mendelssohn et al., 1974; Baharav, 1974). הצבאים הם פוליגמיים, כלומר זכר יתרבה עם מספר נקבות (Mendelssohn et al., 1995). ככל שהטריטוריה שלו תכיל יותר משאבים, כמו צמחייה איכותית יותר – עסיסית, עשבונית או צומח שיחני הנושא עלים ירוקים טריים – הוא ימשוך אליו למשך זמן רב יותר את עדרי הנקבות (resource defense polygyny). טריטוריה יכולה להכיל גם משאבים נוספים, נוסף על מזון, כמו כתמי צל ומקומות מסתור מטורפים. למעשה, הנקבות הן אלה שבוחרות לאיזו טריטוריה להגיע וכמה זמן לשהות בה (יום טוב, 2016; Gosling, 1986a,b; Kishimoto and Kawamichi, 1996; Geffen et al., 1999).

הרמה הגבוהה של סימוני הטריטוריות באזורים המיוערים ומספר הפרטים הגבוה שסימן טריטוריות בטיפולי הדילול (איורים 2, 3) מעידים אף הם על העדפת היער על ידי

מקורות

- Geffen H, Perevolotsky A, Geffen E, and Yom-Tov Y. 1999. Use of space and social organization of female mountain gazelles (*Gazella gazella gazella*) in Ramat HaNadiv, Israel. *Journal of Zoology*, 247(1), 113–119.
- Gingold G, Yom-Tov Y, Kronfeld-Schor N, and Geffen E. 2009. Effect of guard dogs on the behavior and reproduction of gazelles in cattle enclosures on the Golan Heights. *Animal Conservation*, 12(2), 155–162.
- Gosling LM. 1986a. Economic consequences of scent marking in mammalian territoriality. In: *Chemical Signals in Vertebrates 4: Ecology, Evolution, and Comparative Biology*. Boston, MA: Springer US. pp. 385–395.
- Gosling LM. 1986b. The evolution of the mating strategies in male antelopes. In: Rubenstein DI and Wrangham RW (Eds). *Ecological Aspects of Social Evolution: Birds and Mammals*. Princeton, NJ: Princeton University Press. pp. 244–281.
- Hadas L, Hermon D, Boldo A, Arieli G, Gafny R, King R, et al. 2015. Wild gazelles of the southern Levant: Genetic profiling defines new conservation priorities. *PLOS ONE* 10(3): e0116401.
- Hartley MJ. 2002. Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests. *Forest Ecology and Management*, 155(1–3), 81–95.
- Hua F, Bruijnzeel LA, Meli P, Martin PA, Zhang J, Nakagawa S, et al. 2022. The biodiversity and ecosystem service contributions and trade-offs of forest restoration approaches. *Science*, 376(6595), 839–844.
- אסם י, ברנד ד, טאובר י, פרבולוצקי א וצורן ח. 2014. **תורת ניהול היער בישראל**. מדיניות והנחיות לתכנון וממשק היער. קרן קיימת לישראל.
- אסם י, זנגי א, אשכנזי מ, כלב א, מאירוביץ א, טל ר ושות'. 2023. יער הקדושים – אתר למחקר אקולוגי ארוך טווח ביער נטע-אדם מחטני: ממשק עומדים בוגרים לעיצוב יער העתיד. **יער**, 24, 59–66.
- דולב ע ופרבולוצקי א. 2002. **הספר האדום, מינים בסכנת הכחדה בישראל**. רשימת מינים בסיכון – חולייתנים. הוצאת רשות הטבע והגנים והחברה להגנת הטבע.
- זנגי א. 2019. **יחסי הגומלין בין יסודי חופת היער לבין צומח התת-יער** (עבודה לקבלת תואר דוקטור). ירושלים: האוניברסיטה העברית בירושלים.
- יום-טוב י. 2016. **צבאים בישראל**. ירושלים: הוצאת מגנס.
- לבנוני ט. 2005. **מגוון המינים ביערות אורנים נטועים בהשוואה לחורש טבעי בשפלת יהודה** (עבודת גמר לתואר מוסמך). תל אביב: אוניברסיטת תל אביב.
- Baharav D. 1974. Notes on the population structure and biomass of the mountain gazelle, *Gazella gazella gazella*. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 23(1), 39–44.
- Baharav D. 1981. Food habits of the mountain gazelle in semi-arid habitats of eastern Lower Galilee, Israel. *Journal of Arid Environments*, 4(1), 63–69.
- Calev A, Zoref C, Tzukerman M, Moshe Y, Zangy E, and Osem Y. 2016. High-intensity thinning treatments in mature *Pinus halepensis* plantations experiencing prolonged drought. *European Journal of Forest Research*, 135, 551–563.
- Dunham KM. 1998. Spatial organization of mountain gazelles *Gazella gazella* reintroduced to central Arabia. *Journal of Zoology*, 245(4), 371–384.

- Osem Y, Porat Y, Zoref C, and Bonneh O. 2021. Forest policy in Israel – from creation of forest plantations to sustainable management of forest ecosystems. In: Ne'eman G and Osem Y (Eds). *Pines and Their Mixed Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Springer Nature Switzerland. pp. 701–726.
- Perevolotsky A and Sheffer E. 2009. Forest management in Israel – the ecological alternative. *Israel Journal of Plant Sciences*, 57(1–2), 35–48.
- Riginos C and Grace JB. 2008. Savanna tree density, herbivores, and the herbaceous community: Bottom-up vs. top-down effects. *Ecology*, 89(8), 2228–2238.
- Shalmon B, Sun P, and Wronski T. 2020. Factors driving Arabian gazelles (*Gazella arabica*) in Israel to extinction: Time series analysis of population size and juvenile survival in an unexploited population. *Biodiversity and Conservation*, 29, 315–332.
- Shamoon H, Maor R, Saltz D, and Dayan T. 2018. Increased mammal nocturnality in agricultural landscapes results in fragmentation due to cascading effects. *Biological Conservation*, 226, 32–41.
- Treydte AC, Riginos C, and Jeltsch F. 2010. Enhanced use of beneath-canopy vegetation by grazing ungulates in African savannahs. *Journal of Arid Environments*, 74(12), 1597–1603.
- Valladares F, Laanisto L, Niinemets Ü, and Zavala MA. 2016. Shedding light on shade: Ecological perspectives of understorey plant life. *Plant Ecology and Diversity*, 9(3), 237–251.
- Walther FR, Mungall EC, Grau GA. 1983. *Gazelles and Their Relatives: A Study in Territorial Behavior*. William Andrew Publishing.
- Yom-Tov Y, Balaban A, Hadad E, Weil G, and Roll U. 2021. The plight of the Endangered Mountain gazelle *Gazella gazella*. *Oryx*, 55(5), 771–778.
- Zangy E, Kigel J, Cohen S, Moshe Y, Ashkenazi M, Fragman-Sapir O, et al. 2021. Understorey plant diversity under variable overstorey cover in Mediterranean forests at different spatial scales. *Forest Ecology and Management*, 494, 119319.
- Jacobs AFG, Van Boxel JH, and El-Kilani RMM. 1994. Nighttime free convection characteristics within a plant canopy. *Boundary-Layer Meteorology*, 71, 375–391.
- Kishimoto R and Kawamichi T. 1996. Territoriality and monogamous pairs in a solitary ungulate, the Japanese serow, *Capricornis crispus*. *Animal Behaviour*, 52(4), 673–682.
- Krebs CJ. 2009. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Pearson.
- Manor R and Saltz D. 2004. The impact of free-roaming dogs on gazelle kid/female ratio in a fragmented area. *Biological Conservation*, 119(2), 231–236.
- Manor R and Saltz D. 2005. Effects of human disturbance on use of space and flight distance of mountain gazelles. *The Journal of Wildlife Management*, 69(4), 1683–1690.
- Mendelssohn H, Yom-Tov Y, and Groves CP. 1995. *Gazella gazella*. *Mammalian Species*, 490, 1–7.
- Mendelssohn H and Yom-Tov Y. 1999. *Mammalia of Israel*. Jerusalem: The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem
- Mysterud A and Østbye E. 1999. Cover as a habitat element for temperate ungulates: Effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin*, 27(2), 385–394.
- Niinemets Ü and Valladares F. 2004. Photosynthetic acclimation to simultaneous and interacting environmental stresses along natural light gradients: Optimality and constraints. *Plant Biology*, 6(03), 254–268.
- Osem Y, Ginsberg P, Tauber I, Atzmon N, and Perevolotsky A. 2008. Sustainable management of Mediterranean planted coniferous forests: an Israeli definition. *Journal of Forestry*, 106(1), 38–46.
- Osem Y and Moshe Y. 2021. From first generation of pine monocultures to mixed-forest ecosystems: Biotic and abiotic determinants of pine forests' dynamics in Mediterranean Israel. In: Ne'eman G and Osem Y (Eds). *Pines and Their Mixed Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Springer Nature Switzerland. pp. 679–699.



נקבות צבי ישראל
צילום: שי שפיר