

השפעת נבירה והפצת זרעים על-ידי חזיר הבר (*Sus scrofa*) על חברת הצמחים העשבוניים

מאת : גיא דוברת

עבודת גמר מחקרית (תיזה) המוגשת כמילוי חלק מהדרישות
לקבלת התואר "מוסמך האוניברסיטה"

אוניברסיטת חיפה
הפקולטה למדעים והוראתם
החוג לביולוגיה אבולוציונית וסביבתית

נובמבר, 2009

השפעת נבירה והפצת זרעים על-ידי חזיר הבר (*Sus scrofa lybicus*) על חברת הצמחים העשבוניים

מאת : גיא דוברת


בהנחיית : פרופ' גידי נאמן


פרופ' אבי פרבולוצקי (המחלקה למשאבי טבע, מכון וולקני, מינהל המחקר החקלאי)

עבודת גמר מחקרית (תיזה) המוגשת כמילוי חלק מהדרישות
לקבלת התואר "מוסמך האוניברסיטה"

אוניברסיטת חיפה
הפקולטה למדעים והוראתם
החוג לביולוגיה אבולוציונית וסביבתית.

נובמבר, 2009

מאושר על ידי :  תאריך : 28 אוקטובר 2009 (מנחה העבודה)

מאושר על ידי :  תאריך : 28 אוקטובר 2009 (מנחה העבודה)

מאושר על ידי _____ תאריך _____ יו"ר הוועדה החוגית לתואר שני)

הכרת תודה

ברצוני להביע את תודתי והערכתי לפרופ' גידי נאמן ולפרופ' אבי פרבולוצקי על הדרכתם הטובה ועזרתם הרבה בהכנת עבודת הגמר המחקרית. למדתי מהם רבות ונהניתי להיות תלמידם.

תודה מיוחדת נתונה לצוות רמת-הנדיב על הסיוע הרב במהלך המחקר. לגב' ליאת הדר ומר ביל וודלי על הסיוע האישי והעצות הטובות בתחומם ולצוותי הפארק והמשתלה על העזרה בהקמת מערכות הניסוי ואחזקתם.

כמו-כן, ברצוני להודות לרמת-הנדיב על התמיכה בלימודים המתקדמים באוניברסיטת חיפה ועל המלגה הכספית לה זכיתי.

בנוסף ברצוני להודות לד"ר אריק רוזנפלד על שיתוף הפעולה בלכידות ובכלל.

תוכן העניינים

עמוד	
V	תקציר
VII	רשימת טבלאות
VIII	רשימת איורים
1	1. מבוא
1	1.1 הפרעות ומהנדסי סביבה
2	1.2 חזיר הבר
3	1.3 נבירה בקרקע
4	1.4 השפעת הנבירה על צמחים
5	1.5 הפצת זרעים
6	1.6 מטרת המחקר
7	1.7 השערות המחקר
7	1.8 שאלות המחקר
8	2. שיטות
8	2.1 שטח המחקר - כללי
9	2.2 חלקות הניסוי לבדיקת ההשפעה של נבירות החזירים
11	2.3 צפיפות, עושר ומגוון מינים והביומסה העשבונית בכתמי הנבירה
11	2.4 שינויים בהיקף ובעוצמת הנבירה
11	2.5 הפצת זרעים
11	2.5.1 הפצה פנימית (Endozoochory)
12	2.5.2 הפצה חיצונית (Epizoochory)
12	2.5.3 הנבטה
13	2.6 ניתוח הנתונים
14	3. תוצאות
14	3.1 השפעת נבירה על הצפיפות, העושר ומגוון מינים העשבוניים ועל הביומסה שלהם
20	3.2 השנויים בהיקף נבירת החזירים
20	3.2.1 שנויים עונתיים בהיקף הנבירה
20	3.2.2 הבדלים בהיקף הנבירה בין תצורות צומח
21	3.2.3 השפעת המדרון והמפנה
21	3.3 הפצת זרעים
21	3.3.1 הפצה פנימית (Endozoochory)
24	3.3.2 הפצה חיצונית (Epizoochory)

26	4. דיון
26	4.1. השפעת נבירה על צומח
28	4.2. הקיף הנבירה בשטח המחקר
29	4.3. הפצת זרעים
30	4.4. סיכום
32	רשימה ביבליוגרפית
37	נספחים
37	נספח א': הקשר בין מקדם השונות CV ומספר הדגימות
38	נספח ב': תצוגה גראפית של סקרי הנבירה

מאת : גיא דוברת

תקציר

השפעת נבירת חזיר בר (*Sus scrofa lybicus*) על חברת הצמחים העשבוניים והפצת זרעים אפי- ואנדו- זאוכורית על ידי חזירי בר נחקרה ברמת הנדיב שבדרום רכס הכרמל. למיני יונקים בינוניים וגדולים רבים ובפרט מינים מפרי קרקע תפקיד חשוב בעיצוב המבנה והרכב של חברת הצמחים בסביבתם. חזיר הבר הוא היונק היבשתי, הטבעי, הגדול ביותר ששרד בישראל, אבל רק מחקרים מעטים בחנו את השפעתו על בית גידולו. גם בארצות אחרות, מרבית המחקרים בדקו את השפעת החזירים על בית הגידול במקומות בהם המין הוא מין פולש ורק מחקרים מעטים עסקו בתפקודו של המין בבית גידולו הטבעי.

במחקר זה בחנתי את השפעת נבירת חזירי הבר על חברת הצמחים העשבוניים בכתמים פתוחים בגריגה ים-תיכונית. דגמתי חמישה טיפולים אשר ייצגו עוצמות ומועדי נבירה שונים: נבירת קיץ, נבירת אביב, דימוי נבירה, שטח מגודר ללא נבירה ושטח פתוח ללא נבירה. מצאתי כי נבירת קרקע על-ידי חזירי בר גרמה לשינוי בהרכב ובמבנה של חברת הצמחים העשבוניים בהשוואה לשטחים בהן נמנעה נבירה. נבירת קיץ, לפני תקופת הצמיחה, העלתה את מגוון המינים אך לא שינתה את היבול הצמחי לעומת שטח בו נמנעה נבירה. נבירה בתקופת הצמיחה הפחיתה את היבול הצמחי אך לא שינתה את מגוון המינים.

היקף הנבירה בשטח המחקר נבדק שלושה פעמים בקיץ בחורף ובאביב. מצאתי כי נבירה מתקיימת במשך כל השנה אך היקפה משתנה בין העונות. בחורף ובאביב היקף הנבירה היה כ- 4% מכלל השטח הניתן לנבירה ובקיץ ירד היקף הנבירה לכדי 2%. נמצאה העדפה עונתית לנבירה בין מפנים, שטחי רמה ותצורת צומח: בחורף הועדפו חורשות אורנים ושטחים פתוחים בגריגה נמוכה במפנה צפוני, באביב הועדפו שטחי גריגה גבוהה ונמוכה במפנה דרומי ובקיץ עיקר הנבירה נמצאה בשטחי הגריגה בשני המפנים. נבירת קרקע על-ידי חזירי בר היא משטר הפרעה המתקיים לאורך כל השנה. נבירות בעוצמות, היקפים ועונות שונות יוצרות למעשה נישות התחדשות האחראיות להיווצרות מגוון של תנאים הגורמים לכתמיות בנוף הצומח העשבוני. תוצאות המחקר מציגות את תרומתו של חזיר הבר לשימור המבנה והמגוון בבית הגידול הטבעי שלו, אשר בו קיימים מיני צמחים המותאמים לבית הגידול המופרע על-ידי נבירה ויתכן כי חלקם גם תלויים בעצם קיומה.

הפצת זרעים על-ידי חזירי בר נבדקה באמצעות הנבטה של דגימות גללים, לעוסיות וסירוק. מיני צמחים רבים נמצאו כמופצים אפי- ואנדוזאוכורית על-ידי חזירי בר. כל 22 מיני הצמחים שהופצו בצורה אפיזאוכורית היו חד-שנתיים. לעומת זאת, בין הצמחים שהופצו אנדוזאוכורית היו 22 מינים חד-שנתיים ושמונה רב-שנתיים. בניגוד לגללים, הלעוסיות לא הכילו זרעים חיוניים. מרבית המינים אשר נמצאו כמופצים אפיזאוכורית היו מינים מקומיים, ולעומתם נמצאו מינים גרים רבים כמופצים בהפצה אנדוזאוכורית. חזירי הבר חוזרים לנצל מקורות מזון עונתיים ומסתגלים למקורות מזון חדשים, הרגלי חיפוש המזון, ההתפלשות והנבירה של חזירי הבר הופכים אותם למפיצי זרעים חשובים במיוחד של מיני מעזבות ומינים המתפתחים בשטחים מופרעים. התמעטות השטחים הפתוחים והגדלת הקיטוע של בתי גידול טבעיים מעלה את חשיבותם של סוכני הפצת זרעים לטווח רחוק לשימור מינים בתוך מערכת אקולוגית מקוטעת המשתנה במהירות. חזירי בר יכולים לקשר בין אוכלוסיות צמחים מבודדות ולתרום להתבססותן של אוכלוסיות חדשות.

הממשק הנוכחי של אוכלוסיות חזירי הבר בישראל מנוהל בעיקר על-פי מידת הנזק שהם גורמים לחקלאות. תוצאות מחקר זה מצביעות על תפקידם של החזירים בהפצת הזרעים של צמחים ושמירה על

המגוון של כתמי הצמחים העשבוניים בגריגה היס-תיכונית, תפקיד שגם בו יש להתחשב בזמן תכנון הממשק של אוכלוסיות החזירים בישראל.

רשימת טבלאות

עמוד

- 1. טבלה 19** רשימת מיני הצמחים העשבוניים וחלוקתם לקבוצות על-פי מיקומם בגרף האורדינציה.
- 2. טבלה 20** התפלגות 73 האתרים שבהם בוצע סקר נבירה, על פי המפנים ותצורות צומח.
- 3. טבלה 23** מספר הפרטים של מיני הצמחים שנבטו מדגימות הגללים, התפוצה שלהם (גר או מקומי) ותכונות הפרי (עסיסי, בשרני או יבש).
- 4. טבלה 25** מספר הפרטים של כל מיני הצמחים שנבטו מדגימות סירוק והתאמתם להפצה אפיזואוכורית.

רשימת איורים

עמוד

1. איור 8. תצלום אוויר של רמת הנדיב וסביבתה. שטח המחקר מתוחם במרכז.
2. איור 9. תצלום אוויר של שטח המחקר בו מסומנות חלקות הניסוי לבדיקת השפעה של נבירת חזירים על חברת הצמחים העשבוניים.
3. איור 10. חלקת בקרה מגודרת למניעת נבירה חוזרת. ברקע ניתן לראות את הגדורה של טיפול נבירת הקיץ המקביל (רמת הנדיב, ספטמבר 2007).
4. איור 10. נבירת חזירי בר, נבירת אביב (רמת הנדיב, פברואר 2008).
5. איור 12. הנבטת דגימות גללים, לעוסיות וסירוק במשתלת רמת הנדיב (אפריל 2008).
6. איור 13. החממה בה הונבטו דגימות הגללים הלעוסיות והסירוק. חופת הרשת נועדה למנוע חדירה של זרעים מהחוץ (משתלת רמת הנדיב, דצמבר 2007).
7. איור 15. צפיפות הצמחים הממוצעת למ"ר (ושגיאת התקן) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף.
8. איור 15. עושר המינים הממוצע (ושגיאת התקן) ביחידות הדיגום (400 סמ"ר) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף.
9. איור 16. מגוון המינים, לפי אינדקס המגוון של שאנון, הממוצע (ושגיאת התקן) ביחידות הדיגום (400 סמ"ר) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף.
10. איור 16. מספר הפרטים הממוצע של חמשת המינים הדומיננטיים, על פי סדר הדומיננטיות, בחלקות הבקרה המגודרת, נבירות קיץ ונבירות חורף.
11. איור 17. ביומסה עשבונית (גרם למ"ר) ממוצעת (ושגיאת התקן) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף.
12. איור 18. תוצאות האורדינציה (CANOCO RDA) לבדיקת ההשפעה של נבירת קיץ, נבירת חורף, ללא נבירה ועוצמות נבירה על השפע של מיני הצמחים העשבוניים.
13. איור 20. מידת נבירה בכתמים הפתוחים בגריגה, ב-59 אתרים אשר נסקרו בקיץ בחורף ובאביב. אחוז השטח הנבור מציין את חלקו של השטח הנבור מתוך כלל השטח הניתן לנבירה באתר הנבדק.
14. איור 21. מידת הנבירה הממוצעת (ושגיאת התקן) בחורשות אורנים (n=14), וכתמים פתוחים בגריגה גבוהה (n=39) ונמוכה (n=20) אשר נסקרו שלוש פעמים במשך השנה בקיץ בחורף ובאביב.
15. איור 21. מידת הנבירה הממוצעת (ושגיאת התקן) בעונות השונות במפנה דרומי (n=11), בשטח ללא מפנה (n=30) ובמפנה צפוני (n=18) אשר נסקרו שלוש פעמים במשך השנה בקיץ בחורף ובאביב.

- איור 16.** הפצה פנימית: התפלגות הפרטים שנבטו מדגימות הגללים (a) **22** והתפלגות המינים שהוגדרו (b) לפי תפוצת המין ולפי תכונות הפרי.
- איור 17.** השנויים במספר הפרטים הממוצע של המינים פיקוס קדוש **22** תנות על פי תאריך הטלת הגללים.
- איור 18.** הפצה חיצונית: התפלגות 217 הפרטים (a) ו-22 המינים **24** שהוגדרו (b) לפי תפוצת המין (מקומי או גר) ולפי המצאות מנגנון היצמדות לפרוה.

1.1 הפרעות ומהנדסי סביבה

במקרים רבים, שטחים טבעיים מורכבים מפסיפס של כתמי צומח בגדלים ותדירות משתנה. כתמים אלו הם תוצאה של הבדלים מרחביים בפיזור משאבים כמו מים, אור ומינרלים (Welander 2000) או של הפרעות שונות הגורמות לפיזור לא אחיד של משאבים בזמן ובמרחב וכתוצאה מכך ליצירת חברות צומח הטרוגניות במבנה שלהן (McInnes et al. 1992, Rixen et al. 2007). הפרעות בקנה מידה גדול, כמו שריפה, כריתה ורעיה קיבלו תשומת לב מחקרית רבה (Dzwonko and Loster 1998, Ne'eman and Peterson and Reich 2008, Izhaki 1998, Perevolotsky and Seligman 1998), בעוד שהפרעות בקנה מידה קטן, קבלו תשומת לב פחותה בהרבה. בעלי חיים יוצרים הפרעות בקנה מידה קטן שלהן השפעה על המבנה והפיזור של הכתמים בנוף ומתוך כך גם על הרכב ומגוון המינים של החברות במערכות אקולוגיות (Boeken et al. 1995, Tardiff and Stanford 1998, Wright et al. 2002).

תיאוריות אקולוגיות חזו קשר בין תדירות ועוצמת הפרעה ומגוון מינים (Connell 1978, Huston 1979). על פי תיאוריות ההפרעה הבינונית (Intermediate Disturbance Hypothesis), שהועלתה לראשונה על-ידי Hutchinson (1953), מגוון המינים הגבוה ביותר צפוי באזור בו קימת הפרעה בעוצמה בינונית, זאת משום שהפרעה קשה פוגעת במינים הקיימים ומצמצמת את אפשרות ההתחדשות שלהם וגם את סיכויי החדירה וההתבססות של מינים חדשים. לעומת זאת, הפרעה קלה אינה מאפשרת כניסת מינים חדשים וחלוקה מחדש של המשאב שהתפנה. הפרעה יכולה להעלות את מגוון מינים על-ידי הורדת השפע של מינים שולטים והגדלת הסיכויים לחזרה של מינים שדוכאו או הורחקו על-ידי תחרות עם המינים השולטים. כך יכולה הפרעה בינונית להגדיל את המגוון הנופי בבית הגידול המאפשר קיום של מינים קיימים בצד חדשים (Connell 1978). בחברות צמחים יבשתיות הפרעה קשה מלווה בדרך כלל בכניסה זמנית של צמחי חלוץ. צמחים אלו מוחלפים במשך הזמן, תהליך המלווה בעלייה, ולו זמנית, במגוון הביולוגי, והוא חיוני לשימור מגוון (Tierney and Cushman 2005).

מהנדסי סביבה הוגדרו כמינים המשפיעים באופן פיזי, בצורה ישירה או עקיפה, על הפיזור במרחב של משאבים ועל זמינותם (Jones et al. 1994). בין המשאבים והתנאים שזמינותם עשויה להשתנות על-ידי פעולת מהנדסי סביבה נכללים: אור, מים, לחות, מינרלים, מרחב מחיה, מצע וחום. מהנדסי סביבה יכולים להשפיע בו זמנית על תנאים ביוטיים ואביוטיים. לדוגמא, ריף אלמוגים מספק מרחב מחיה מוגן מטורפים, אך גם מווסת גורמים אביוטיים כמו זרמים המשפיעים על זמינות משאבים לאורגניזמים אחרים. מבחינים בין מהנדסי סביבה אלווגנים (Allogenic) שפעילותם משנה את הפיזור של המשאבים, כמו למשל בונה הכורת עצים ויוצר סכרים, לבין מהנדסי סביבה אוטוגנים (Autogenic) שעצם קיומם והמבנה הפיזי שלהם משנה את בית הגידול וגורם לכתמיות בפיזור המשאבים, כמו למשל עץ ביער היוצר מתחתיו צל וכיסוי של עלים (Shachack et al. 2008). על מנת להיחשב כמהנדס סביבה חייב המין עצמו להשפיע באופן פיזי על הסביבה, וירוס הפוגע בעצים יחשב כמהנדס אקולוגי שכן פעולתו (הריגת העץ) תשפיע בצורה ישירה על זמינות משאבים במקום, לעומת זאת, וירוס ההורג בונים לא יחשב כמהנדס משום שהוא לא משפיע בצורה ישירה על פיזור המשאבים (Crooks 2002). אספקת משאבים לאורגניזמים אחרים במסגרת מארג המזון, בצורה של רקמת גוף חיה או מתה אינה נחשבת כהנדסה אקולוגית אלא כאינטראקציה טרופית (של יחסי הזנה). אורגניזמים נחשבים כמהנדסי סביבה רק כאשר הם משנים בצורה ניכרת אספקה של משאב שהם עצמם אינם חלק ממנו. על-ידי שינוי הפיזור של המשאבים יכולים

מהנדסים סביבה ליצור כתמים בנוף בהם נמצאת אסופת אורגניזמים שונה מהסביבה, אשר לא עברה שינוי וכך להעלות את עושר המינים בבית גידול המורכב מכתמים שעברו שינוי וכאלו שלא עברו שינוי (Jones et al. 1994, Wright et al. 2002).

יונקים בינוניים וגדולים רבים מתפקדים כמהנדסי סביבה אלוגנים. כך למשל דובי גריזלי (*Ursus arctos horribilis*) החופרים בקרקע לאיסוף פקעות, יוצרים גומות ומשנים את תכולת חנקן בקרקע, מפחיתים את התחרות בין צמחים ומשנים את הרכב הצמחייה (Tardiff and Stanford 1998). בונים (*Castor canadensis*) כורתים עצים חיים ויוצרים מהם סכרים החוסמים נחלים ויוצרים גופי מים לעיתים למשך שנים רבות. הסכרים עוצרים אדמת סחף וחומר אורגני, מווסתים מחזורי פירוק ואספקה של מינרלים, משנים את המבנה הפיזי של גדות הנחלים, משפיעים על מאפייני המים ועל החומרים המוסעים עם הנחל. כך הם משפיעים גם על ההרכב והמגוון של קהילות הצמחים ובעלי החיים במקום (Wright et al. 2002). פילים (*Loxodonta Africana*) יוצרים הפרעה פיסית על-ידי הרס של עצים ושיחים, מונעים התחדשותם לאחר שריפה ומשמרים בכך את נופי הסוואנה (Dublin et al. 1990). חפירת גומות על-ידי דורבנים (*Hystrix indica*) בנוף מדברי משפיעה באופן חיובי על זמינות של חומר אורגני ומים וגורמת לעצירת זרעים, בכך הם מעלים את העושר, הצפיפות והביומסה של הצמחים החד-שנתיים בנגב (Boeken et al. 1995). נבחניות (*Cynomys sp.*), בצפון מערב אמריקה, חופרות "ערי מחילות" ומייצרות בכך בית גידול חדש למינים רבים של צמחים, חולייתנים וחסרי חוליות, התלויים בקיום הפרעה (Lomolino and Smith 2004). חוסר הבנה של חשיבותו של המין למערכת האקולוגית, ותפיסה מוטעית כי השמדת המין תשביח את שטחי המרעה, הביאו להרעלות יזומות שהקטינו מאוד את אוכלוסיות המין ודחקו אותו מרוב מישורי העשב של צפון אמריקה. אובדן מין מהנדס-מפתח חשוב זה גרם להעלמות מיני צמחים ובעלי חיים רבים (Miller and Ceballos 1994). רעייה של מינים מקומיים אינה נחשבת הנדסת סביבה שכן היא תהליך טרופי אך מוכרת כגורם מרכזי בעיצוב בתי גידול. כך למשל רעיית ביזונים (*Bison bison*) שהושבו לטבע במישורי העשב בערבות של מרכז צפון אמריקה העלתה את המגוון הנופי, שינתה משטר שריפה וזמינות חנקן והגדילה עושר ומגוון מינים. הביזונים רעו בצורה סלקטיבית על מספר מיני דגנים דומיננטיים וחלקות בעלות תכולת חנקן גבוהה וכך שינו את הרכב הצומח העשבוני (Knapp et al. 1999). רעייה של איילי מוס (*Alces alces*) מורידה את הביומסה המעוצה, הם מדכאים נביטה של עצי יער ומפנים בכך משאבים למינים עשבוניים ושיחים בעלי כושר תחרות נמוך (McInnes et al. 1992).

1.2 חזיר הבר

חזיר הבר (*Sus scrofa* L.) הוא יונק גדול בעל תפוצה גיאוגרפית רחבה מאוד הנמצא במגוון רחב של בתי גידול כמו ביצות, אזורים חצי-מדבריים, הרים גבוהים ויערות (Schley and Roper 2003, Herrero et al. 2006). תפוצתו המקורית היא פליאוארקטית והיום הוא נפוץ בכל היבשות מלבד אנטרקטיקה ומספר איים באוקיאנוס. בעולם הוגדרו מספר תת-מינים של חזירי בר ובישראל נמצא *S. scrofa lybicus*, הנפוץ מאזור הים השחור בצפון ועד ישראל, שהיא גבול תפוצתו הדרומי והוא החוליתן היבשתי, הטבעי, הגדול ביותר בישראל. חזירי הבית (*S. scrofa domestica*) הובאו על-ידי האדם למקומות רבים בעולם, שם הם התרבו מאוד ונפוצו לבתי גידול טבעיים והפכו למין פולש (להלן חזירי פרא feral hogs). אורח החיים של חזירים אלו דומה לזה של חזירי בר. בארה"ב לדוגמה, חזירים נפוצו לבר החל משנת 1539 וקיימת דילמה

האם יש להגדירם כמין אקזוטי או כחלק מהפאונה הטבעית. במספר ארצות באירופה (שבדיה, דנמרק, אנגליה ושווייץ) נכחד כמעט לחלוטין חזיר הבר אך כתוצאה מהפסקת ציד, התפשטות חקלאות מתועשת ובעיקר בשל כושר הרבייה הגבוה והסתגלות יוצאת מן הכלל, השתקמה אוכלוסיית החזירים בשלושים השנים האחרונות. חזירי בר משגשים גם בשטחים בהם קיימת פעילות אדם והם אף חודרים לשטחים מיושבים (Cahill et al. 2003, Herrero et al. 2006). באזורים בהם קיים ציד אינטנסיבי או מקור סכנה אחר, לומדים החזירים להתרחק ממקומות בהם יש פעילות אדם אינטנסיבית ואף מזהים אזורי סיכון כמו כבישים ונתיבי ציידים (רוזנפלד 1998), אבל מתקרבים לשטחי חקלאות ועושים נזקים כבדים.

חזירי בר פעילים בעיקר בלילה, הם בעלי חוש ריח ושמיעה מפותחים מאוד, אך הראייה מפותחת פחות (Cahill et al. 2003). הם חיים במסגרת משפחתית בה הנקבות הבוגרות דומיננטיות ואילו הזכרים הבוגרים חיים בבדידות. לחזירים המלטה אחת בשנה, משך ההריון כ-4 חודשים ובשגר 3-8 גורים. לשיחור מזון נעים החזירים למרחקים של עד 5 ק"מ והם מטילים את גלליהם בתחנות סימן קבועות (כנעני 1988). חזירי בר הם אוכלי כל, הם אינם מעלים גרה ואינם מעכלים תאית. חזירי בר צורכים מגוון רחב של מזונות שזמינותם משתנה בזמן ובמרחב, הם מסוגלים לנצל מים מהמזון ולשרוד בבתי גידול דלי מים ולכן הם פולשים אל ושרדים בבתי גידול רבים ומגוונים (Ickes et al. 2001).

תדירות התזונה של חזירים באירופה במזון מהחי ומהצומח דומה אך כמות המזון מהצומח תמיד גבוהה בהרבה (Schley and Roper 2003, Herrero et al. 2006, Pinna et al. 2007). למרות זאת, תזונה מהצומח לא מחליפה אף פעם באופן מלא מזון מהחי. מרבית המזון באה מחלקם העל קרקעי של צמחים. במקרים רבים מקורו של חלק מהמזון בשטחים חקלאיים ולעיתים עיקר תזונתם מתוצרת חקלאית (Schley and Roper 2003, Herrero et al. 2006). בשל גודלם המצומצם של השטחים הפתוחים בישראל וסמיכותן של שמורות הטבע לשטחים חקלאיים, אוכלוסיות רבות של חזירים בישראל, החיות בשטחי בר, ניזונות גם על יבולים חקלאיים, וכך גם ברמת הנדיב (רוזנפלד 1998).

למרות שאינם מעכלים תאית חזירי בר צורכים כמות גדולה של חומר צמחי ירוק. הם ניזונים ממיצי הצמח המכילים סוכרים וחלבונים. כדי להפיק כמות נאותה של נוזל עליהם לאכול כמות עשב שקיבתם אינה יכולה להכיל ולכן הם יורקים חלק מהעשב לאחר לעיסה ומציצה, כך נוצרות לעוסיות, פקעות עשב לעוס אשר בארץ מתחילות להופיע באביב עם הבשלת הדגנים (רוזנפלד 1998).

1.3. נבירה בקרקע

חרף העובדה שמרבית מזונם של החזירים מגיע מחלקים על קרקעיים של צמחים, הם מרבים לנבור בקרקע לשיחור מזון המורכב מחלקי צמח תת-קרקעיים (Cocca et al. 2007), פטריות ובעלי-חיים, בעיקר חסרי חוליות (Schley and Roper 2003, Herrero et al. 2006, Pinna et al. 2007). הנבירה מבוצעת על-ידי נעיצת הלסת התחתונה בקרקע, דחיפתה קדימה בסיוע כל מסת הגוף, והרמה של הראש תוך הפיכה של כמות קרקע גדולה. בדרך כלל הנבירה אינה נקודתית ומבוצעת לאורך מסלול כשהיא חושפת את הקרקע ופוגעת בצמחיה.

נבירות חזירים הם הפרעה המשתנה בזמן ובמרחב. Welander (2000), מצא שינויים משמעותיים בהיקף השטח הנבור בין שנים, עונות, חברות צמחים וסוגי קרקע בתוך תא שטח נתון, כתמי הנבירה הגדולים ביותר היו מתחת לעצים נשירים והקטנים ביותר בשטחים עשבוניים. הנבירות היו גדולות בקרקעות לחות וקטנות ביותר בקרקעות יבשות ויצרו פסיפס של שטחים מופרים בזמן ובמרחב (Bruinderink and Hazebroek 1996, Welander 2000).

בביצות ב-Savannas Preserve State Park, Florida, מקום בו חזירים נברו כ- 19% מכלל שטח המחקר, נמצאו הבדלים ניכרים במידת הנבירה שלהם בין בתי גידול שונים. הם העדיפו לנבור בקו המים ובגבול היער: ב-70% מאתרי הדיגום בקו המים נמצאו נבירות וב-58% מאתרי הדיגום במעבר לצמחית היער (Engman et al. 2004). ב-Collserola Park, הנמצא בחבל האקלים היס-תיכוני בספרד, נמצא כי חזירים נברו בפחות מ-5% מכלל השטח. בכל שטחי המחקר, שהיו בעלי מאפיינים גיאוגרפים שונים, נמצאו יותר נבירות בחורף מאשר בקיץ, מלבד גדות הנחלים, שם הנבירה התבצעה בעיקר בקיץ. בשל התמעטות אתרי נבירה והעדר מזון על קרקעי, הקיץ באזור ים תיכוני הוא תקופה קריטית לחזירי בר (Cahill et al. 2003). בפרובינציית Belluno באלפים האיטלקים, חזירי הבר העדיפו לנבור בשטחים פתוחים, מופרים, ללא רעיה, שהקרקע בהם לא מהודקת ועשירה בחסרי חוליות או בקרבת היער, אשר אפשרו הימלטות לשטח מוגן (Cocca et al. 2007).

Cushman et al. (2004) לא מצאו השפעות של נבירת חזירי פרא על ההרכב הגרנולומטרי (גודל הגרגר) של הקרקע, תכולת החומר האורגני או ריכוז האמוניה והניטרט בקרקע. תוצאות דומות התקבלו במחקרים נוספים שנערכו בהולנד, ארה"ב ובגרמניה, ונבירת חזירי בר לא שינתה את תכולת החומר האורגני, ריכוז חנקן ו-pH בקרקע גם אחרי 60 שנים של נבירה (Bruinderink and Hazebroek 1996,) (Moody and Jones 2000, Mohr et al. 2005). Mohr וחבריו, מצאו כי דימוי נבירה הוריד את תכולת האשלגן והמגנזיום בקרקע, פגע בפעילות מיקרוביאלית ובנוכחות קבוצות מיקרופאונה. נוכחות מזיז בר *איל אדום* (*Cervus elaphus*) העלתה את תכולת החנקן, הפחמן והפעילות המיקרוביאלית בקרקע, כנראה בעקבות הטלת גללים ושתן ולא על-ידי הפרת קרקע (Mohr et al. 2005).

1.4 השפעת הנבירה על צמחים

מרבית המחקרים על ההשפעה של נבירת חזירים על מספר קבוצות צמחים בוצעו במקומות בהם חזירים הם מין פולש ורק בודדים התייחסו לחזירי בר בבית גידולם הטבעי. להיסטוריה של הפלורה בבית הגידול השפעה ניכרת על יכולתה להתמודד עם הפרעה ביולוגית כמו נבירה (Welander 1995) או רעיה (Perevolotsky and Seligman 1998). באזור של צומח עשבוני באקלים ים תיכוני בצפון קליפורניה הפרעת הקרקע על-ידי חזירי פרא גרמה לעליה ב-29% בעושר של המינים הפולשים ו-24% בעושר המינים הטבעיים. עושר המינים הטבעיים עלה בהדרגה לאחר ההפרעה ואילו עושר המינים הפולשים גדל במהירות בתקופה זו. נמצא מתאם בין יבול ועושר המינים של הצמחים הפולשים לאחוז השטח המופרע. מיני צמחים פולשים מנצלים את ההפרעה ואת צמיחתם המהירה לאכלוס השטח. כמו כן נמצאו הבדלים בהיקף הנבירה בין השנים ובין בתי הגידול (Cushman et al. 2004, Tierney and Cushman 2006). במרכז פנמה הורחקו חזירי פרא ויונקים מפירי קרקע נוספים במשך חמש שנים, על מנת לבדוק את השפעתם על הצמחים בקרקעית יער טרופי (Royo and Carson 2005). החוקרים בדקו האם מתקיימת בקרת "top-down" של יונקים הרביבורים על חברת הצמחים ובחנו את התיאוריה לפיה יונקים מפירי קרקע מגדילים את המגוון, על-ידי מניעת השתלטות של מינים דומיננטיים. בניגוד להשערה, התוצאות הראו כי עושר המינים לא הושפע כלל. הרחקת היונקים העלתה את הכיסוי של מספר מיני צמחים, אך לא השפיעה על צפיפות הצמחים או על עושר המינים ולא נמצאה השפעה על המגוון. במחקר דומה ב-Pasoh Forest Reserve במלזיה, התמקדו בהשפעה של חזירי בר על הדינאמיקה של צמחיה מעוצה בקרקעית יער טרופי (Ickes et al. 2001). במחקר התייחסו לשלוש הפרעות: נבירה, טריפת זרעים ובניית אתרי המלטה.

באזור זה חופרים החזירים גומות המלטה ומרפדים אותם בזרדים רבים מאזור הגומה. גודרו שמונה חלקות למשך שנתיים והשוו עם חלקות ביקורת פתוחות בגודל דומה. צפיפות הצמחים החדשים בתוך הגדורות (ללא חזירים) היתה גבוהה פי שלושה מאשר באזורי הביקורת. עושר המינים עלה משמעותית בתוך הגדורות אך המגוון היה נמוך יותר, זאת בגלל הבדלים בשווינויות, והחוקרים צפו כי עם הזמן גם עושר המינים ירד בגלל השתלטות המינים הדומיננטיים. לאחר שנתיים המינים הנפוצים בשטח היו אלה שנוספו במהלך הסגירה. קצב הצמיחה של עצים בגובה של 1-7 מ' בגדורות היה גבוה ב- 52.5% מאשר בחלקות הביקורת אך לא נמצא הבדל בצמיחת העצים הנמוכים ממטר אחד. לא נמצאו הבדלים בתמותת הצמחים בין הטיפולים. מסקנת החוקרים היא שבניית אתרי המלטה של החזירים משפיעה על הצומח פחות מאכילת זרעים, זאת בגלל מיעוט הנביטה בחלקות הביקורת שהיו חשופות לחזירים. כמו כן לא נמצאו הוכחות להשפעת הנבירה על הצומח בעיקר בגלל הדמיון בתמותת צמחים בחלקות הביקורת ובשטח המגודר.

בשמורת Tullgarn בשוודיה, באזור בו קימת אוכלוסייה צפופה של חזירים, נחקרה השפעת נבירה של חזירים על הצמחייה בשטחים נבורים יחסית לשטחים בלתי מופרים (Welander 1995). נמצאה עליה במספר המינים בשטחים הנבורים בכל ששת חברות הצמחים שנדגמו. המינים שנמצאו בביקורת הופיעו גם בשטח הנבור, אך מיני צמחים שנמצאו בשטח הנבור לא תמיד נמצאו בביקורת. מיני הצמחים שנמצאו באזור הנבור היו בעלי כושר תחרות נמוך יחסית. במחקר זה לא נמצאה דרך לקבוע במדויק את גיל הנבירה, בשטחים הפתוחים ההפרעה הייתה בת פחות משנה ובאזורי צמחיה סבוכה היא הייתה בת יותר משנה. מחקר זה הראה כי הפרעה מקומית במשך זמן קצר יכולה להוריד את מידת הדומיננטיות של מין יחיד ולשחרר משאבים למינים אחרים (Welander 1995, Bruinderink and Hazebroek 1996).

1.5. הפצת זרעים

הפצת זרעים לטווח רחוק חשובה לשימור חיוניות של אוכלוסיות מבודדות ואכלוס בתי גידול חדשים. הפצת זרעים על-ידי יונקים גדולים, בין אם פנימית, אחרי אכילה והפרשה (Endozoochory), או חיצונית תוך הדבקות לכיסוי הגוף (Epizoochory), מוכרת כמנגנון חשוב להפצת זרעים לטווח רחוק (Heinken and Raudnitschka 2002, Couvreur et al. 2005).

מינים המופצים בהפצה פנימית באמצעות אכילת פירות מאופיינים בפרי עסיסי (Howe and Smallwood 1982, Van der Pijl 1982, Herrera 1995). אולם מחקרים שבוצעו לאחרונה הראו שגם זרעים של צמחים שאינם בעלי פירות עסיסיים יכולים להיות בעלי התאמה להפצה פנימית (Pakeman et al. 2002, Couvreur et al. 2005). אלו צמחים קטנים בעלי זרעים קטנים ועגולים המסוגלים לשרוד את מערכות העיכול של בעל החיים. Van der Pijl (1982) עמד על התאמה זו והגדירה כ"הפצה פנימית אקראית". לרבים מצמחים אלו בנק זרעים קבוע בקרקע המאפשר להם להתמודד גם עם המידה הגדולה של אי-הודאות במפגש עם המפיץ (Pakeman et al. 2002, Couvreur et al. 2005). צמחים המופצים בהפצה חיצונית מאופיינים במנגנוני היצמדות (דבק, קרסים, קוצים) ותוחלת חיים קצרה (Howe and Smallwood 1982, Van der Pijl 1982). בנוסף לכך, זרעים של מינים רבים ללא התאמות או מאפיינים מיוחדים מופצים גם הם בצורה אפי-ואנדוזאוכורית. הזנה על רקמת הצמח יכולה לגרום להפצה פנימית אך גם להוות מקדם משיכה למפצי זרעים אפיזאוכורים. דוגמה טובה לכך ניתן לראות במיני דגנים בהם שיבולת מתפרקת ניצבת גבוהה מעל הרקמה הוגטיבית (Couvreur et al. 2005).

ביערות Schleswig-Hlostein and Lower-Saxony בגרמניה, נבדקה הפצת זרעים פנימית וחיזונית, על-ידי איילים (*Capreolus capreolus*) וחזירי בר (Schmidt et al. 2004). החזירים והאיילים הפיצו 2,473 זרעים של 77 מיני צמחים הגדלים ביערות ובשטחים פתוחים. החזירים הפיצו יותר מינים מאשר איילים והם נמצאו כמפיצים "בלעדיים" של פי ארבע יותר מיני צמחים מאשר האיילים. מחקרים אחרים שבוצעו בגרמניה מצאו שחזירים צעירים נשאו על גופם מעט מיני זרעים, לאחר גיל שנה הייתה עלייה וחזירים בוגרים נשאו זרעים של 51 מיני צמחים (Schmidt et al. 2004). תוצאות דומות עלו ממחקר נוסף שעסק בהפצת זרעים חיזונית ונערך בברנדנבורג, גרמניה ולפיו חזיר בוגר נשא בממוצע 308 זרעים של 9 מיני צמחים שונים (Heinken and Raudnitschka 2002). חזירי בר נמצאו מותאמים ביותר להפצה חיזונית בגלל מעטה הפרווה העבותה והרגלי הגירוד וההתפלשות שלהם. חזירים מתפלשים בבוץ לצורך הורדת חום וסילוק טפילים, לאחר מכן הם מתגרדים על עצים קרובים לנקודות התפלשות בכדי להוריד בוץ יבש ולהשלים את הטיפול בטפילים (Heinken and Raudnitschka 2002). הפצה באמצעות בעלי חיים יכולה להיות מכוונת לבתי גידול מופרים כמו נקודות התפלשות, אזורים רמוסים ואזורי הזנה (Couvreur et al. 2005). חשיבות חזירי בר בהפצת זרעים חיזונית הודגמה במחקר נוסף שנערך בגרמניה (Heinken et al. 2006) שבו נאספה קרקע מסביב גזעים של "עצי גירוד" בשבעה יערות שונים ונבדקו בה זרעים. מספר הזרעים החיוניים ומספר המינים בקרקע היו גבוהים יותר מתחת "עצי הגירוד" לעומת עצי ביקורת סמוכים. זרעים בעלי קרסים, מברשות או התאמות אחרות להפצה חיזונית היו יותר נפוצים ובנוסף נמצאו מינים רבים אחרים ללא התאמות אלה. מבין 61 מיני הצמחים שנמצאו 31 היו ייחודיים לעצי הגירוד ושמונה ייחודיים לעצי הביקורת.

הפצת זרעים חיזונית על-ידי הרביבורים גדולים נחקרה בבלגיה, על-ידי סירוק של פרות, סוסים וחמורים המשמשים לרעייה ממשקית בשמורות טבע. נמצאו 6385 נבטים מ-75 מיני צמחים שזרעיהם נמצאו על בהמות אלה הממלאות את התפקיד החשוב אותו מלאו בעבר הרביבורים טבעיים שנכחדו (Couvreur et al. 2004). המחקרים במרכז אירופה הראו את חשיבותם של הרביבורים גדולים כמפיצי זרעים לטווח רחוק ואת התאמתם של חזירי בר למשימה זו וחזירי בר מתפקדים כמפיצים אפקטיביים ביותר (Schupp 1993). העדר מפיצי זרעים נמצא כגורם להיעדרותם של מיני צמחים ביערות אירופה (Heinken and Raudnitschka 2002).

1.6 מטרת המחקר

בני האדם וחזירי בר מצויים בקונפליקט יום יומי: חזירים גורמים נזקים כבדים לחקלאות, משמשים כוקטור לנשיאת מחלות, גורמים תאונות דרכים ופולשים לאזורים מיושבים שם הם פוגעים בגינות נוי ריכוזי פסולת ונקודות מים. למרות שכיחותם ופעילותם הרבה של חזירי בר גם בשטחים טבעיים, פעילותם והשפעתם האקולוגית נחקרו רק מעט.

מטרת מחקר זה היא לבדוק מה הם הגורמים המאפיינים את נבירת החזירים ומה השפעותיה על מגוון מיני הצמחים העשבונניים, כמו כן לבדוק את הפצת הזרעים על ידי החזירים.

1.7. השערות המחקר

במסגרת מחקר זו בחנתי מספר השערות:

- א. מידת הנבירה משתנה בין עונות, בין בתי גידול ובין סוגי קרקע.
- ב. לעונת הנבירה יש השפעה על הרכב מיני הצמחים העשבוניים.
- ג. לנבירת החזירים השפעה על מבנה חברת הצמחים העשבוניים.
- ד. חזיר הבר משמש מפיץ זרעים אנדוזואוכורי ואפיזואוכורי של מיני צמחים שונים.
- ה. הרכב הזרעים המופצים על-ידי חזיר הבר משתנה בהתאם לעונות השנה.

1.8. שאלות המחקר

באופן מפורט המחקר תוכנן על מנת לענות על השאלות הבאות:

- א. מה היא ההשפעה של העונה, המפנה הטופוגרפי ומאפייני הצומח על מידת הנבירה של החזירים בקרקע בשטח המחקר?
- ב. מה היא ההשפעה של נבירת החזירים בקרקע על הצפיפות, העושר, המגוון והביומאסה של מיני הצמחים העשבוניים?
- ג. האם לעונת הנבירה יש חשיבות לגבי השפעת הנבירה על הצמחים העשבוניים והמשתנים הני"ל?
- ד. אילו מיני צמחים מופצים בהפצה חיצונית ואילו בהפצה פנימית על-ידי חזירי בר לאורך חודשי השנה?
- ה. מהם המאפיינים של המינים המופצים על-ידי חזירי בר בכל אחת מצורות ההפצה?

2. שיטות

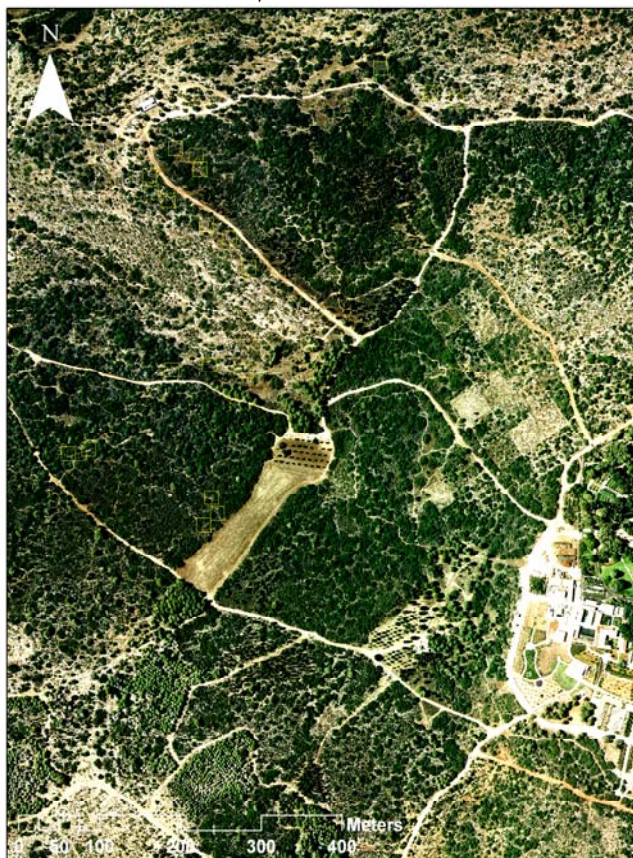
2.1. שטח המחקר - כללי

את המחקר ערכתי בפארק רמת הנדיב הנמצא בקצהו הדרומי של רכס הכרמל (נ.צ. 7181/1945) בגובה 120 מ' מעל לפני הים (איור 1). מבנה הנוף הוא של רמה שטוחה ונחלים תלולים יורדים ממנה מערבה אל מישור החוף. הקרקע האופיינית היא טרה רוסה שהתפתחה על גבי גיר מתקופות הקנומן והטורון (קפלן, 1988). האקלים הוא ים-תיכוני עם כמות משקעים שנתית ממוצעת של 550 מ"מ, הגשמים מרוכזים בין אוקטובר למרץ ועיקרם בין דצמבר לפברואר. שטח רמת-הנדיב מכוסה בגריגה ים-תיכונית, הנשלטת על-ידי שיחים גבוהים של בר זית בינוני, ושיחים נמוכים של אלת מסטיק, סירה קוצנית וקידה שעירה בצפיפות משתנה ועצים בודדים של חרוב מצוי. חלקים של הפארק נטועים בחורשות מחטניים המורכבות מברוש מצוי, אורן ירושלים, א. ברוטיה וא. קנרי. כמו שאר שטח ישראל, היה גם אזור זה נתון להשפעת אדם אינטנסיבית במשך אלפי שנים בהם הוא נחשף להפרעות אנושיות כמו כריתה, צייד, שריפה ורעיה. בשנת 1950 גודר הפארק, נמנעה בו רעייה והוקם בו גן הזכרון. מאוחר יותר, בשנות ה-70 ניטעו חורשות המחטניים. לאחר השריפה הגדולה ב-1980, שכילתה חלקים גדולים מהפארק, הוחלט ב-1991 להכניס רעיה מבוקרת של בקר וצאן למרבית שטח הפארק להקטנת כמות הצומח היבש הנותר בשטח עם תחילת הקיץ.

ביולי 2007 סקרתי כל שטחי הגריגה ברמת הנדיב על מנת לאתר שטח מתאים למחקר, שאין בהם רעייה או התערבויות ממשקיות בשנים האחרונות. מצאתי שטח מגוון שבו נמצאו סימנים לנבירות טריות של חזירים, ושהיה רחוק יחסית משבילים, גדרות ושאר השפעות אנטרופוגניות. שטח המחקר מצוי בחלקו הצפון מערבי של הפארק ומשתרע מהמדרון הדרומי של נחל כבארה וכולל בתוכו את חלקו העליון של נחל הנדיב ואת שטחי הרמה שמדרום לנחל הנדיב (איורים 1 ו-2).



איור 1. תצלום אוויר של רמת הנדיב וסביבתה. שטח המחקר מתוחם במרכז.



איור 2. תצלום אוויר של שטח המחקר בו מסומנות חלקות הניסוי לבדיקת השפעה של נבירת חזירים על חברת הצמחים העשבוניים.

2.2. ההשפעה של נבירות החזירים

על מנת לייצג את מגוון בתי הגידול בשטח המחקר בחרתי שישה אתרים במפנה צפוני, שישה במפנה דרומי ושמונה על הרמה שנמצאו מתאימים להצבת חלקות הניסוי (איור 2). בכול אתר הצבתי במהלך 2007-2008 חמש חלקות טיפול סמוכות זו לזו ובהן הטיפולים הבאים:

1. **בקרה מגודרת:** חלקה לא נבורה, שגידרתי ביולי 2007 למניעת פעילות של חזירים, טיפול זה מייצג שטח ללא הפרעת נבירה (איור 3).

2. **נבירות קיץ:** חלקה שעברה נבירת חזירים בין יולי לספטמבר 2007 אותה גידרתי לצורך מניעה של נבירות חוזרות. טיפול זה נועד לבדיקת השפעת של נבירת קיץ על חברת העשבוניים המתפתחת באביב העוקב.

3. **דימוי נבירה:** בחודש ינואר 2007, לאחר תחילת הנביטה, בצעתי דימוי נבירה על-ידי הפיכה של הקרקע בעזרת קלשון חפירה בעל שיניים באורך של 20 ס"מ. לאחר מכן גידרתי את החלקה למניעה של נבירה חוזרת. טיפול זה נועד לבדיקת ההשפעה של המרכיב הפיזי (תיחוח הקרקע) הקשור לנבירת חזירים.

4. **נבירת אביב:** בפברואר 2008 איתרתי חלקות עם נבירות טריות אותן מיפיתי וסימנתי בעזרת יתדות ללא גדורה (טיפול זה לא גודר בשל משך הזמן הקצר בין מועד סימונו למועד הדיגום). טיפול זה נועד לבדיקת ההשפעה של הנבירה באביב במהלך עונת הצמיחה עצמה (איור 4).

5. **בקרה לא מגודרת:** בסמוך לחלקות הבקרה שסימנתי ביולי 2007 איתרתי חלקות שהיו חשופות לנבירה אשר סימנתי בעזרת יתד בודד ללא גדורה. בחלקות אלה בצעתי מעקב דו-שבועי אחר נבירות. חלקות אשר לא ננברו הושושו עם חלקות הבקרה המגודרות על מנת לבדוק את השפעות הגידור עצמו על הצומח.

חלקות הטיפול השונות, בכל אתר, הוצבו במרחקים שבין מטר לחמישה מטרים זו מזו. מיקום חלקת הטיפול הראשונה (נבירת קיץ) נקבע לפי המקום בו נברו חזירי הבר, שלושת חלקות הטיפול הבאות (בקרה מגודרת, בקרה לא מגודרת, ודימוי נבירה) הוצבו במרחקים זהים ובשטחים דומים ככול האפשר לשטח בו נמצאה נבירת הקיץ. חלקת הטיפול החמישי (נבירת אביב) הייתה תלויה בנבירת חזירים, לכן בשלושה אתרים בהם לא נמצאה נבירה באביב פוזר מעט מזון גרוס (שעורה וצימוקים) על הקרקע לעידוד נבירה מקומית של חזירים.

כאמור, חלקות הבקרה המגודרת, חלקות נבירות הקיץ וחלקות דימוי הנבירה גודרו למניעת נבירה חוזרת (איור 3). הגידור בוצע ברשת מגולוונת עם חורים בגודל 10X4 ס"מ. כל גזרה הורכבה מארבע יחידות רשת באורך ובגובה של 90 ס"מ. הרשתות קובעו בעזרת ברזלי זווית באורך 150 ס"מ שננעצו בקרקע לעומק 50 ס"מ.



איור 3. חלקת בקרה מגודרת למניעת נבירה חוזרת. ברקע ניתן לראות את הגדורה של טיפול נבירת הקיץ המקביל (רמת הנדיב, ספטמבר 2007).



איור 4. נבירת חזירי בר, נבירת אביב (רמת הנדיב, פברואר 2008).

2.3. צפיפות, עושר ומגוון מינים והביומסה העשבונית בכתמי הנבירה

את השפעת הנבירה על עושר ומגוון מינים ועל הביומסה העשבונית, בדקתי בכתמים פתוחים בין השיחים בגריגה המכוסים באביב בצמחיה עשבונית. את כל חלקות הטיפול שנברו בעונות שונות, וחלקות הבקרה שלא נברו, דגמתי בשיא התפתחות הצומח העשבוני (30/03/08-02/04/08), מועד המאפשר זיהוי והגדרה של מרבית מיני הצמחים.

לדיגום הצמחים העשבוניים בכל חלקת ניסוי (גדורה או חלקה מסומנת 90X90 ס"מ), הנחתי ריבוע בגודל 20X20 ס"מ (400 סמ"ר). מיקום הריבוע בתוך כל חלקה נקבע במקום המייצג בצורה המיטבית את עוצמת הנבירה הממוצעת בחלקה. את צפיפות הפרטים למטר רבוע חישבתי על פי מספר הפרטים ביחידת הדגימה. קצרתי את כל הצמחים העשבוניים שהיו בתחומי הריבוע בבסיסם בעזרת מספריים, ארזתי אותם בשטח בשקיות נייר מסומנות ולקחתי אותם למעבדה להגדרה, מיון, קביעת מספר הפרטים מכל מין ושקילה. את הצמחים הגדרתי בעזרת המגדיר לצמחי בר בארץ ישראל (דנין ופינברון-דותן 1991). לאחר ההגדרה הכנסתי את הדגימות לייבוש בתנור למשך 48 שעות בחום של 100°C ולאחר מכן שקלתי את הביומסה העשבונית במאזניים דיגיטאליים ברגישות של 0.001 גרם.

2.4. שינויים בהיקף ובעוצמת הנבירה

כדי לדרג את השפעת עוצמת הנבירה בחלקות הטיפול (המוצגות בסעיף 2.2) על המשתנים שנבדקו, הערכתי באופן ויזואלי את עוצמת הנבירה בסולם של שלוש דרגות בזמן העמדת הטיפול. מדד זה שימש לניתוח האורדינציה (סעיף 3.1).

ככדי להעריך את השינויים העונתיים בהיקף הנבירה בצעתי שלושה סקרים: בקיץ (01/08/07) - (08/08/07), בחורף (02/01/08 - 27/12/07) ובאביב (15/04/08 - 22/04/08). הסקרים היו פרושים על שטח של כ-1000 דונם של שטח טבעי וחורשות נטועות ברמת הנדיב, שבתוכם נמצאו כל חלקות המחקר ואשר לא הייתה בו כריתה או רעייה. נבחרו 73 נקודות דיגום קבועות (נספח ב') שמיקומן המדויק נקבע מראש בעזרת GPS, על מנת לשוב ולדגום אותן בעונות השונות. כלומר, ביצעתי דיגום חוזר באותו מקום שלוש פעמים לאורך השנה. בכל נקודת דיגום הונחו שני חתכים צולבים של סרט-מדידה באורך של 20 מ' בכיוונים צפון-דרום ומזרח-מערב. בכל חתך נמדד אורך השטח הנבור שנמצא בדיוק מתחת לסרט ואורך שטח הקרקע הניתן לנבירה למעט סלעים וצומח מעוצה. אורך השטח הנבור יחסית לאורך השטח הניתן לנבירה, לאורך החתך, ייצג את אחוז השטח הנבור. נקודות הדיגום כללו שטחים מישוריים, שטחים במפנה צפוני ושטחים במפנה דרומי, בכל אחד מסוגי השטחים נדגמו: שטח פתוח בין שיחי גריגה גבוהים (מעל 150 ס"מ) ושטח פתוח בין שיחי גריגה נמוכים (פחות מ-150 ס"מ). לא בוצע דיגום תחת שיחים ועצים משום ששם יש רק מעט צמחים עשבוניים. בנוסף נדגמה גם קרקעית חורשות אורנים נטועות במספר אזורים בשולי שטח המחקר. בסקר נכללו רק שטחים שנברו בוודאות על-ידי חזירי בר, הפרות קרקע אחרות שהיו ספקות לגבי מקורן לא נרשמו.

2.5. הפצת זרעים

2.5.1. הפצה פנימית (Endozoochory)

כדי לבדוק את תפקיד חזירי הבר בהפצת זרעים על-ידי אכילה אספתי אחת לשבועיים, במשך שנה, גללים טריים של חזירי בר. הגללים נאספו באזורים קבועים בשטח המחקר. אספתי דגימות של גללים שהוטלו באותו מועד אך ככל הנראה על-ידי פרטים שונים. יבשתי את הגללים במייבש רשת פתוח ללא חימום

ואחסנתי אותם בשקיות נייר אטומות. לפני ההנבטה פוררתי את הדגימות (של כל תאריך בנפרד) ומכל דגימה מהתערובת לקחתי עד עשר דגימות אקראיות של 10 גרם גללים להנבטה בעציצים נפרדים (ראה סעיף 3.5.3). לעוסיות נאספו באביב 2008 וטופלו בצורה דומה.

2.5.2 הפצה חיצונית (Epizoochory)

במחקר מקביל ברמת הנדיב נלכדו חזירי בר במלכודות והורדמו, אז סירקתי את פרוות החזירים בעזרת מברשת רחבה, עם מסרקות מתכת, המיועדת לסירוק כלבים. הברשתי את הטלפיים בעזרת מברשת פלדה דקה. הסירוק בוצע במשך זמן קבוע (8 דקות) על גבי יריעת פלסטיק. את הזרעים שאספתי שמרתי בשקית נייר אטומה עד מועד ההנבטה. השתמשתי בשקיות כפולות כאשר החיצונית הכילה קוטל טפילים (אופיגל) ונועדה למנוע התפשטות של טפילי עור. הלכידות החלו באביב 2007 ונמשכו עד חורף 2008 במועדים לא קבועים לאורך השנה. חילקתי כל דגימה לשניים וזרעתי את החלקים בשני עציצים מסומנים שהועמדו להנבטה.

2.5.3 הנבטה

הזרעים הונבטו במשתלת רמת הנדיב בעציצים (גודל 12) שהכילו מצע הנבטה מעוקר וכוסו בשכבה של 2 מ"מ מצע (איור 5). העציצים היו בחממת זכוכית אשר בתוכה הוצבה חממה קטנה מחופה ברשת צפופה, בעלת חורים בגודל של 0.5 מ"מ, למניעת חדירה של זרעים מן החוץ (איור 6). עציצים עם מצע גידול מעוקר ללא תוספת זרעים, אשר הונחו בין העציצים הזרועים שימשו כבקרה לחדירת זרעים מהחוץ. העציצים הושקו שלוש פעמים בשבוע עד להרטבה מלאה של המצע. את הדגימות שנאספו בקיץ ובסתיו 2007 הנבטתי בסוף נובמבר 2007 ואת אלו שנאספו בחורף ובאביב 2008 הנבטתי בסוף נובמבר 2008. ההנבטה נמשכה כ-6 חודשים, עד סוף האביב. בדקתי את העציצים אחת לשבוע וכל נבט שהגדרתי הרחקתי מהעציץ במטרה לצמצם פגיעה בנביטה של פרטים נוספים. עקרתי את הנבטים עם השורש תוך הפרעה מינימלית בכדי למנוע הוצאת זרעים שטרם נבטו מהדגימה. כל צמח שזוהה והורחק נרשם מול עציץ המקור. בכל המקרים הרחקתי את כל הצמחים לפני פיזור הזרעים למניעת זיהום במשתלה.



איור 5. הנבטת דגימות גללים, לעוסיות וסירוק במשתלת רמת הנדיב (אפריל 2008).



איור 6. החממה בה הונבטו דגימות הגללים הלעוסיות והסירוק. חופת הרשת נועדה למנוע חדירה של זרעים מהחוץ (משתלת רמת הנדיב, דצמבר 2007).

2.6. ניתוח הנתונים

בצעתי את הניתוח הסטטיסטי של הנתונים באמצעות תוכנת SPSS (SPSS Inc. SPSS 14 for Windows). עבור כל המדדים (עושר מינים, צפיפות, מגוון מינים וביומאסה) בדקתי את הקשר בין השונות לבין מספר הדגימות (CV), זאת על מנת לוודא כי גודל המדגם (20 חזרות) היה מספיק על מנת לשקף את מידת השונות באוכלוסייה (נספח א').

מכיוון שהנתונים של סקר היקפי הנבירה בעונות השונות, המפנים ומאפייני צומח לא התפלגו בצורה נורמאלית ולא מצאתי טרנספורמציה יעילה לנרמול שלהם, השויתי את מידת הנבירה בין העונות בעזרת מבחן פרידמן (Friedman test) שהוא מבחן מזווג שאינו פרמטרי.

כפי שפורט קודם, חלקות הטיפול השונות היו מקובצות באתרים וכל אתר הכיל את כל הטיפולים (Block design). לכן החלקות לא היו בבחינת חזרות בלתי תלויות וכל הנתונים שנאספו בחלקות (שפע, עושר ומגוון מינים וביומסה) הושו בעזרת מבחן שונות למדידות חוזרות (Repeated measures ANOVA), כאשר נתוני כל טיפול השוו לחלקות הטיפולים האחרות באותו אתר. בבדיקה מוקדמת מצאתי שכל המדדים בחלקות הטיפולים התפלגו בצורה נורמאלית למעט נתוני הביומאסה שעברו טרנספורמציה $\ln(x)$ ונתוני מגוון המינים שעברו טרנספורמציה $\ln(x+0.5)$ שלאחריהן הם התפלגו בצורה נורמלית. בנוסף לכך, השויתי את תוצאות הבדיקות בחלקות הבקרה המגודרות לאלו של חלקות הבקרה הבלתי מגודרות בעזרת מבחן T מזווג (Paired-samples T Test). כך גם הושו תוצאות טיפול דימוי הנבירה לטיפול הנבירות הטבעיות בחורף.

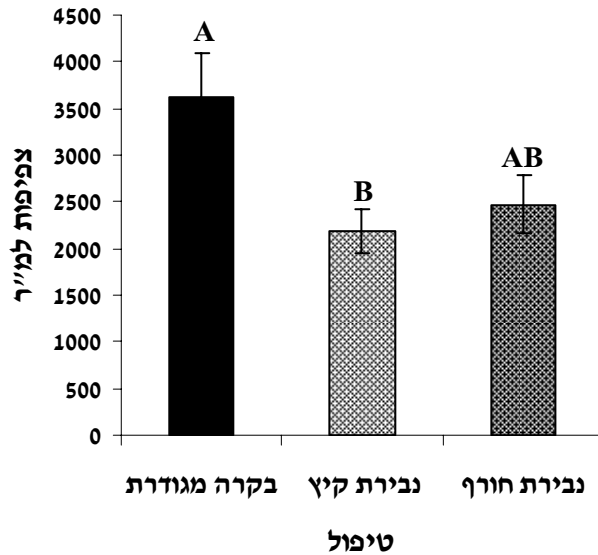
לחישוב מגוון המינים בכל חמשת הטיפולים השתמשתי באינדקס המגוון של שאנון (Shannon 1948) הרגיש לשינויים במינים הנדירים. בבדיקה מוקדמת נמצא כי אינדקס Simpson נתן תוצאות דומות ולכן התוצאות לא מובאות כאן.

לבדיקת הקשר בין הרכב מיני הצמחים לטיפולים השונים השתמשתי בתוכנת האורדינציה CANOCO 4.5 (ter Braak and Smilauer 2002, 2003). התוכנה מאפשרת בחינה בו-זמנית של ההשפעות של מספר גורמים סביבתיים וטיפולים על השפע או הנוכחות של מינים. המינים הוכנסו לאנליזה על פי מספר הפרטים בכל חלקה, הטיפולים ועוצמת הנבירה הוכנסו כמשתנים קטגוריאליים. האורדינציה יוצרת שני צירים המפרידים בצורה מרבית בין המינים השונים ומציגה את גורמי הסביבה והטיפולים על גבי אותה מערכת צירים. מינים שהופיעו יחד באותם הטיפולים מופיעים סמוכים זה לזה בגרף האורדינציה ובסמוך לגורם הסביבתי המשפיע עליהם. התוכנה מבצעת מבחן Monte-Carlo לנתונים, מבחן זה אינו דורש התפלגות נורמאלית של הנתונים ומובהקות סטטיסטית נבדקת על-ידי השוואה של התוצאות לאלו של דגימות אקראיות רבות של אותו בסיס נתונים. השערת האפס היא שהקשר בין המינים לסביבה הוא אקראי והסבירות לכל שינוי בקשר בין מין למשתנה סביבה היא שווה. אם נמצא הבדל מובהק בין נתוני האמת לנתונים האקראיים נקבע שיש השפעה מובהקת של הטיפולים על המינים. בתוכנה נבחרה האופציה של אורדינציה ליניארית (RDA) המתאימה לניתוח נתונים של טיפולים קטגוריאליים. לבדיקת ההשפעה של נבירת החזירים על המינים הדומיננטיים והיחסים הכמותיים ביניהם, חושב השפע היחסי (הפרופורציה) של מספר הפרטים של חמשת המינים הדומיננטיים בכל דגימה והשוו ממוצע מספר הפרטים והפרופורציה של חמשת המינים הדומיננטיים בין הטיפולים.

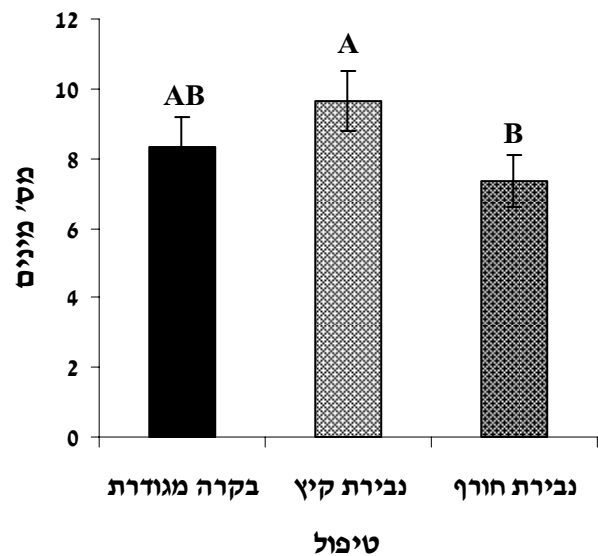
3. תוצאות

3.1 השפעת נבירה על הצפיפות, העושר ומגוון מינים העשבוניים ועל הביומסה שלהם

במהלך דיגום הצומח אספתי 9998 פרטים אשר השתייכו ל-110 מיני צמחים עשבוניים. לא נמצאו הבדלים בעושר המינים בין חלקות הבקרה המגודרת (טיפול 1) לבין חלקות הבקרה הבלתי מגודרת (טיפול 5) ($T_{15}=0.822$, $P=0.424$), במספר פרטים ($T_{15}=0.528$, $P=0.605$), בביומסה ($T_{15}=0.692$, $P=0.5$) או באינדקס המגוון של שאנון ($T_{15}=0.705$, $P=0.492$). עם זאת יש לציין כי ארבע מתוך עשרים חלקות הבקרה הבלתי מגודרת נבחרו בצורה קשה ולכן הן הוצאו מהניתוח הסטטיסטי, 13 חלקות נבחרו קלות והדיגום בוצע מחוץ לשטח שנבחר ורק שלוש חלקות לא נבחרו כלל. תשע חלקות נבחרו יותר מפעם אחת במשך עשרת החודשים בהם בוצע המעקב. צפיפות הצמחים הממוצעת בחלקות הבקרה המגודרת, בהן נמנעה פעילות חזירי בר, הייתה גבוהה יותר מאשר בחלקות נבירת הקיץ ובחלקות נבירת החורף (איור 7). בניתוח שונויות למדידות חוזרות נמצא הבדל מובהק בין הטיפולים ($F_{1,7,31.6}=5.786$, $P=0.01$). אולם במבחן (Post-hock Bonferroni) נמצא הבדל מובהק רק בין טיפול הבקרה המגודרת לבין נבירת הקיץ ונבירת החורף לא הייתה שונה משאר הטיפולים. עושר המינים הממוצע בחלקות של נבירת קיץ היה גבוה מזה של חלקות נבירת החורף ומאלו של הבקרה המגודרת (איור 8). נמצאה השפעה מובהקת של הטיפולים על עושר המינים ($F_{2,38}=3.492$, $P=0.041$), בבדיקה באמצעות מבחן Post-hock Bonferroni נמצא הבדל מובהק רק בין חלקות נבירת הקיץ לבין חלקות נבירת החורף, חלקות הבקרה המגודרת לא היו שונות משאר הטיפולים.

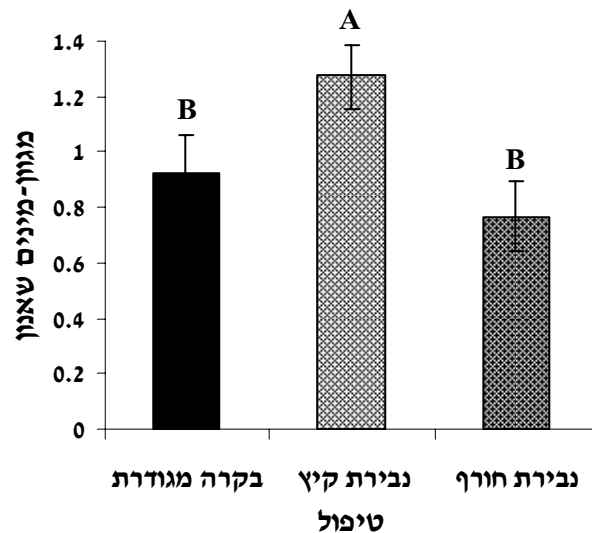


איור 7. צפיפות הצמחים הממוצעת למ"ר (ושגיאת התקן) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף (n=60). עמודות המסומנות באותיות זהות אינן נבדלות באופן מובהק (Post-hock Bonferroni,) (P<0.05).



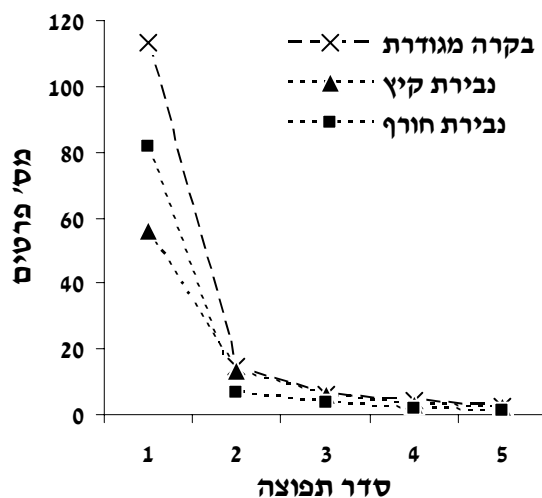
איור 8. עושר המינים הממוצע (ושגיאת התקן) ביחידות הדיגום (400 סמ"ר) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף (n=60). עמודות המסומנות באותיות זהות אינן נבדלות באופן מובהק (Post-hock Bonferroni,) (P<0.05).

מגוון המינים הגבוה ביותר, לפי האינדקס של שאנון, היה בחלקות נבירת הקיץ. בחלקות הבקרה המגודרות ובחלקות נבירת החורף היה מגוון נמוך יותר (איור 9). נמצאה השפעה מובהקת של הטיפולים על המגוון ($F_{2,38}=7.661, P=0.01$), אולם במבחן Post-hock Bonferroni נמצא הבדל מובהק רק בין חלקות נבירת הקיץ לבין חלקות נבירת החורף וחלקות הבקרה המגודרת שלא היו שונות אלו מאלו.



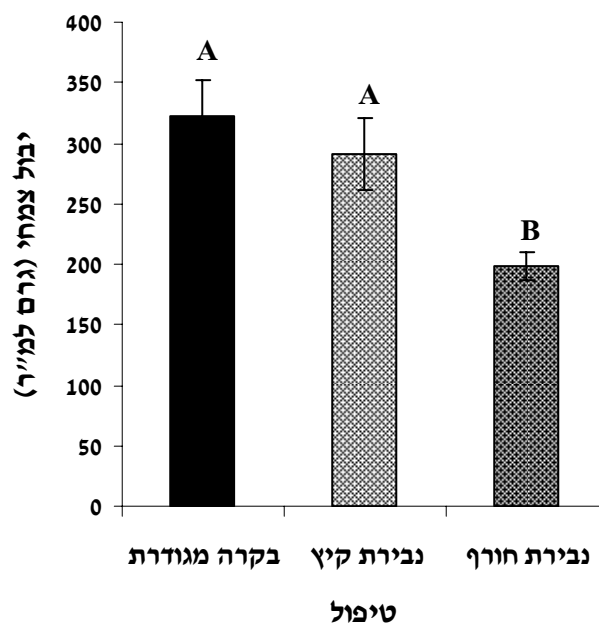
איור 9. מגוון המינים, לפי אינדקס המגוון של שאנון, הממוצע (ושגיאת התקן) ביחידות הדיגום (400 סמ"ר) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף ($n=60$). עמודות המסומנות באותיות זהות אינן נבדלות באופן מובהק (Post-hoc Bonferroni, $P<0.05$).

מספר הפרטים הגבוה שנמצא בחלקות הבקרה המגודרות (איור 7) ומספר המינים הדומה בין חלקות הבקרה לחלקות הנבירה (איור 8) הצביעו על הבדלים במידת הדומיננטיות של המינים הנפוצים. לכן בדקתי גם את מספר הפרטים הממוצע של כל אחד מחמשת המינים הדומיננטיים ללא התייחסות לזהות המינים בכל אחד מהטיפולים (איור 10). ניתן לראות כי מספר הפרטים הממוצע של המין הנפוץ ביותר בחלקות נבירת הקיץ היה הנמוך ביותר, בחלקות נבירת החורף הוא היה גבוה ב 45% ובחלקות הבקרה המגודרות הוא היה גבוה ב 100%. בניתוח שונויות למדידות חוזרות שבוצע לגבי המין הנפוץ ביותר בשלושת הטיפולים, נמצא הבדל מובהק ($F_{1,7,31.7}=6.27$, $P=0.007$). המין השני בסדר התפוצה בחלקות הבקרה ובחלקות נבירת החורף היווה כ- 10% בממוצע מכלל הפרטים, לעומת המין השני בסדר התפוצה בחלקות נבירת הקיץ אשר היווה כ- 15% בממוצע מכלל הפרטים. פרופורציות שלושת המינים הבאים בסדר התפוצה נמצאו דומות בטיפולים השונים.



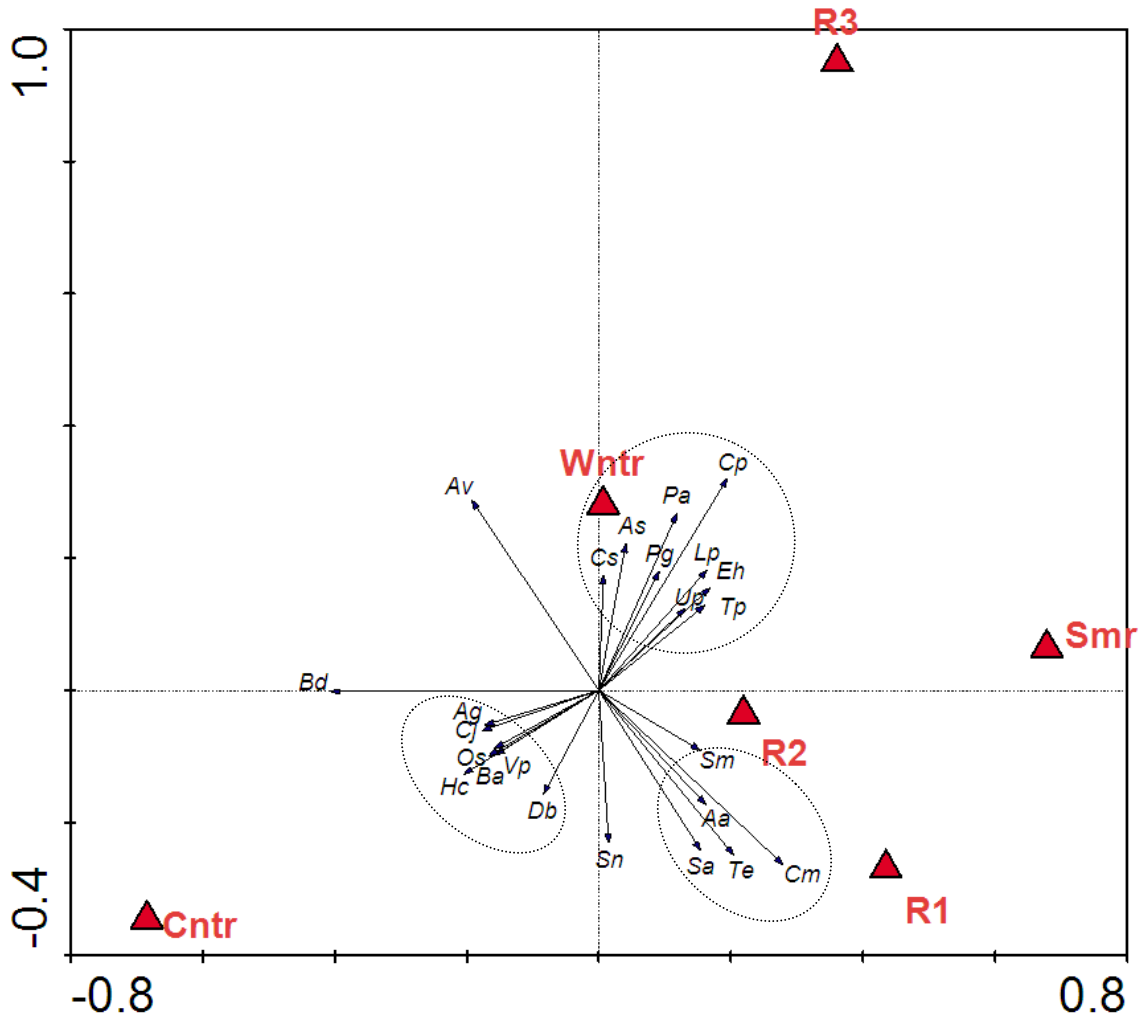
איור 10. מספר הפרטים הממוצע של חמשת המינים הדומיננטיים, על פי סדר הדומיננטיות, בחלקות הבקרה המגודרת, נבירות קיץ ונבירות חורף ($n=60$).

הביומסה העשבונית ליחידת שטח הייתה גבוהה בחלקות הבקרה המגודרות ובחלקות נבירת הקיץ ובחלקות נבירת החורף הייתה נמוכה ביותר (איור 11). נמצאה השפעה מובהקת של הטיפולים על הביומסה העשבונית ($F_{2,38}=8.547, P=0.001$). במבחן Post-hock Bonferroni נמצא הבדל מובהק רק בין חלקות נבירת החורף לבין חלקות נבירת הקיץ וחלקות הבקרה המגודרת שלא היו שונות אלו מאלו. טיפולי דימוי הנבירה (הפיכת הקרקע בקלשון חפירה) שבוצע באמצע החורף (13/01/08) לצורך בידוד והבנה של המרכיב האביוטי בהפרעת חזירים, בוצעו כנראה בעוצמה גבוהה מידי. התחדשות הצמחים בהם הייתה מעטה מאוד ולכן התוצאות לא צורפו לבסיס הנתונים ולא לניתוחים הסטטיסטיים. בהשוואה במבחן t מזווג בין חלקות דימוי הנבירה לבין מקבילותיהן הטבעיות נבירת האביב, נמצאו בחלקות דימוי הנבירה ערכים נמוכים יותר באופן מובהק של עושר מינים ($T_{19}=-3.226, P=0.004$), צפיפות ($T_{19}=-4.717, P<0.001$) וביומסה ($T_{19}=-2.982, P=0.008$).



איור 11. ביומסה עשבונית (גרם למ"ר) ממוצעת (ושגיאת התקן) בחלקות הבקרה המגודרת, נבירת קיץ ונבירת חורף ($n=60$). עמודות המסומנות באותיות זהות אינן נבדלות באופן מובהק (Post-hock Bonferroni, $P<0.05$).

בניתוח האורדינציה באמצעות CANOCO נבדק הקשר בין השפע של מיני הצמחים העשבוניים לטיפולים ועוצמת הנבירה. באנליזה נכללו 44 מינים שבכל החלקות נמצאו מהם לפחות עשרה פרטים (איור 12) אולם מהם מוצגים רק 24 מינים אשר הראו תגובה ברורה לטיפולים (טבלה 1). 20 המינים שהציגו פחות מ-3% התאמה למודל מוקמו קרוב למוצא הצירים ולכן לא הוצגו בגרף. תוצאות האורדינציה נמצאו מובהקות על פי מבחן מונטה-קרלו ($F=2.549, P=0.048$) ובגרף ניתן לראות חלוקה לשלוש קבוצות: (1) מינים שהופיעו בעיקר בחלקות הבקרה ללא נבירה. (2) מינים שהופיעו בעיקר בחלקות עם נבירה חלשה וביונית. (3) מינים שהופיעו בעיקר בחלקות עם נבירת חורף חזקה. פרוט המינים בכל קבוצה מוצג בטבלה 1.



איור 12. תוצאות האורדינציה (CANOCO RDA) לבדיקת ההשפעה של נבירת קיץ (Smr), נבירת חורף (Wntr), ללא נבירה (Cntr) ועוצמות נבירה (R1- נבירה חלשה, R2- נבירה בינונית ו-R3 - נבירה חזקה) על השפע של מיני הצמחים העשבוניים (פרוט המינים בטבלה 1).

טבלה 1. רשימת מיני הצמחים העשבוניים וחלוקתם לקבוצות על-פי מיקומם בגרף האורדינציה ותגובתם למידת הנבירה (איור 12).

מס פרטים	קוד	שם לטיני	שם עברי
ללא נבירה			
210	Ba	<i>Bromus alopecuroides</i> Poiret	ברומית זנב שועל
107	Ag	<i>Aegilops geniculata</i> Roth	בן חיטה ביצני
68	Hc	<i>Hymenocarpus circinnatus</i> (L.) Savi	כילינית מצויה
18	Db	<i>Daucus broteri</i> Ten.	גזר מצוי
13	Cj	<i>Cephalaria joppensis</i> (Rchb.) Coult.	שלמון יפואי
13	Vp	<i>Vicia palaestina</i> Boiss.	ביקיה א"י
11	Os	<i>Onobrychis squarrosa</i> Viv.	כרבולת מצויה
נבירה חלשה ובינונית			
150	Cm	<i>Crucianella macrostachya</i> Boiss.	צלבת ארוכת שיבולת
106	Te	<i>Trifolium echinatum</i> M.Bieb.	תלתן חדוד
100	Aa	<i>Anagallis arvensis</i> L.	מרגנית השדה
44	Sm	<i>Scorpiurus muricatus</i> L.	זנב עקרב שכני
19	Sa	<i>Sherardia arvensis</i> L.	שררדיה מצויה
נבירה חזקה			
116	Cp	<i>Convolvulus pentapetaloides</i> L.	חבלבל עדין
116	Lp	<i>Lotus peregrinus</i> L.	לוטוס מצוי
28	As	<i>Aegilops speltoides</i> Tausch	בן חיטה קטוע
21	Pa	<i>Plantago afra</i> L.	לחך בלוטי
17	Up	<i>Urospermum picroides</i> (L.) F.W.Schmidt	אזנב מצוי
16	Pg	<i>Picris galilaea</i> (Boiss.) Eig	מררית הגליל
14	Eh	<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	חלבוב השמש
14	Cs	<i>Coronilla scorpioides</i> (L.) W.D.J.Koch	כתרון עקרבי
10	Tp	<i>Tetragonolobus palaestinus</i> Boiss.and Blanche	ארבע כנפות מצויות
ללא נטייה ברורה			
5,293	Bd	<i>Brachypodium distachyum</i> (L.) P.Beauv.	עוקצר מצוי
63	Av	<i>Avena sterilis</i> L.	שבולת שועל נפוצה
13	Sn	<i>Stachys neurocalycina</i> Boiss.	אשבל מעורק

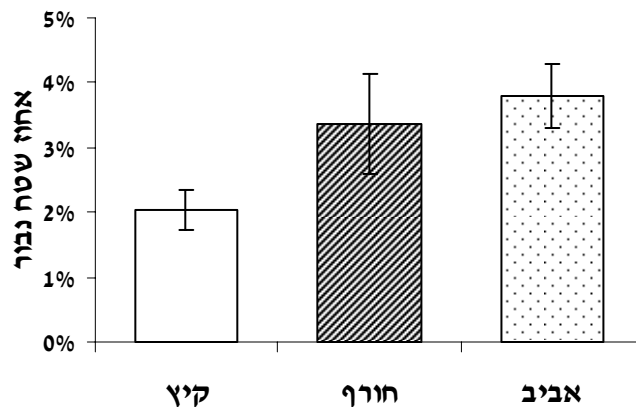
3.2 השוויים בהיקף נבירה החזירים

3.2.1 שוויים עונתיים בהיקף הנבירה

סקרי נבירה בוצעו ברמת הנדיב בקיץ, חורף ואביב 2007 – 2008, בבתי גידול ובמפנים שונים (טבלה 2). מיקום החתכים והיקפי הנבירה מוצגים בצורה גרפית על גבי מפות אורטופוטו (נספח ב'). תוצאות שלושת סקרי הנבירה הראו כי השטח הנבור בכתמים הפתוחים בגריגה היה בממוצע כ- 3% מתוך כלל השטח הניתן לנבירה (השטח שאינו מכוסה בצומח מעוצה או בסלעים). הנבירה הגבוהה ביותר הייתה באביב והנמוכה ביותר בקיץ (איור 13) וההבדלים היו מובהקים (Friedman test, $\chi^2=8.994$, $df=2$, $P=0.011$). ניתוח זה אינו כולל את החתכים בחורשות האורנים.

טבלה 2. התפלגות 73 האתרים שבהם בוצע סקר נבירה, על פי המפנים ותצורות צומח, כל אתר נבדק שלוש פעמים לאורך עונות השנה.

ללא מפנה	מפנה צפוני	מפנה דרומי	סה"כ	
19	9	11	39	כתם פתוח בגריגה גבוהה
11	9	-	20	כתם פתוח בגריגה נמוכה
14	-	-	14	שטח בחורשת אורנים
44	18	11	73	סה"כ

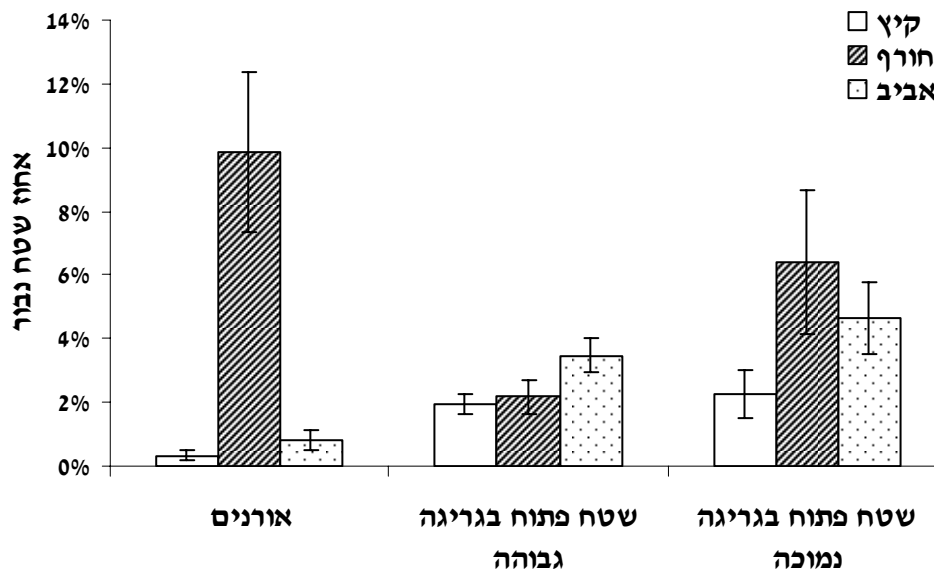


איור 13. מידת נבירה בכתמים הפתוחים בגריגה, ב-59 אתרים אשר נסקרו בקיץ בחורף ובאביב. אחוז השטח הנבור מציין את חלקו של השטח הנבור מתוך כלל השטח הניתן לנבירה באתר הנבדק.

3.2.2 הבדלים בהיקף הנבירה בין תצורות צומח

היקף הנבירה היה הגבוה ביותר בחורשות האורנים בחורף, אך בקיץ ובאביב הנבירה באזור זה הייתה נמוכה מאוד (איור 14). הבדלים אלה בין העונות היו מובהקים (Friedman test, $\chi^2=22.435$, $df=2$, $P<0.001$).

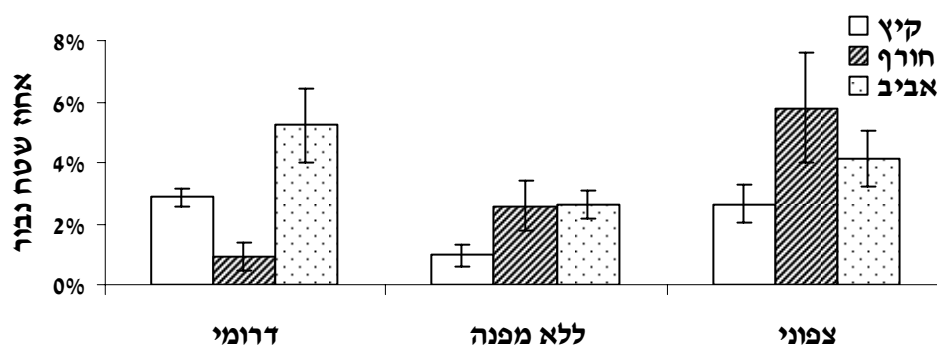
הנבירה הייתה רבה יותר בחורף ובאביב בכתמים הפתוחים בגריגה הנמוכה מאשר בגריגה הגבוהה באותן עונות ובקיץ הייתה הנבירה מעטה בשני טיפוסים הגריגה (איור 14). בגריגה הגבוהה היו היקפי הנבירה בקיץ ובחורף נמוכים באופן מובהק מאשר באביב (Friedman test, $\chi^2=7.032$, $df=2$, $P=0.03$), בגריגה הנמוכה מידת הנבירה בקיץ הייתה נמוכה באופן מובהק מאשר בחורף והאביב (Friedman test, $\chi^2=5.059$, $df=2$, $P=0.08$).



איור 14. מידת הנבירה הממוצעת (ושגיאת התקן) בחורשות אורנים (n=14), וכתמים פתוחים בגריגה גבוהה (n=39) ונמוכה (n=20) אשר נסקרו שלוש פעמים במשך השנה בקיץ בחורף ובאביב.

3.2.3 השפעת המדרון והמפנה

הנבירה הרבה ביותר הייתה בחורף במפנה הצפוני ובאביב במפנה הדרומי (איור 15). במפנה הדרומי הייתה הנבירה באביב גבוהה באופן מובהק מאשר בקיץ ומאשר באביב (Friedman test, $\chi^2=10.364$, df=2, P=0.006). ברמה (שטח ללא מפנה) הייתה בקיץ נבירה יותר באופן מובהק מאשר בחורף ובאביב (test, Friedman test, $\chi^2=9.781$, df=2, P=0.008). במפנה הצפוני לא נמצאו הבדלים מובהקים במידת הנבירה בין העונות (Friedman test, $\chi^2=3.313$, df=2, P=0.191).



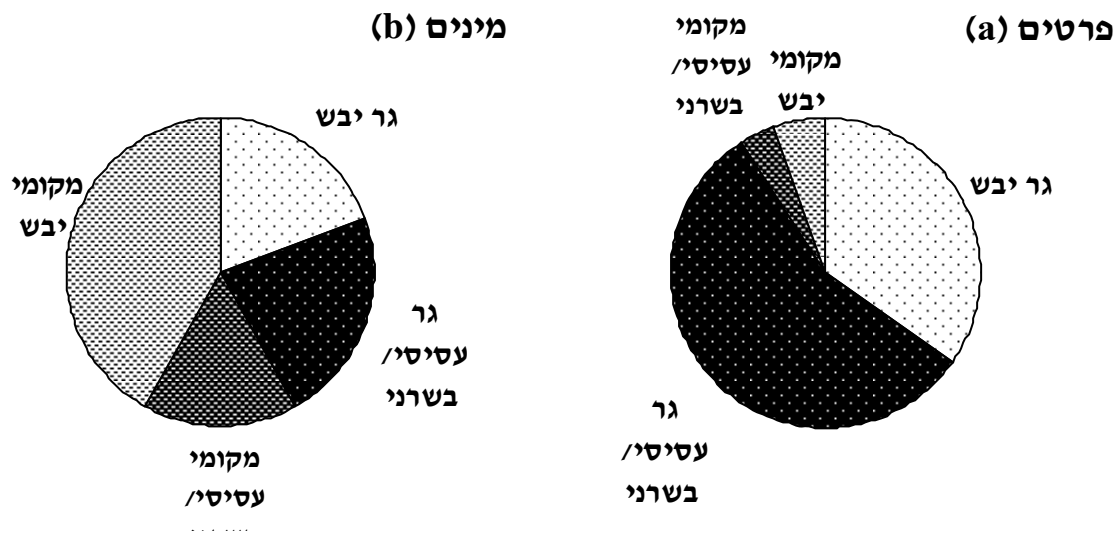
איור 15. מידת הנבירה הממוצעת (ושגיאת התקן) בעונות השונות במפנה דרומי (n=11), בשטח ללא מפנה (n=30) ובמפנה צפוני (n=18) אשר נסקרו שלוש פעמים במשך השנה בקיץ בחורף ובאביב.

3.3 הפצת זרעים

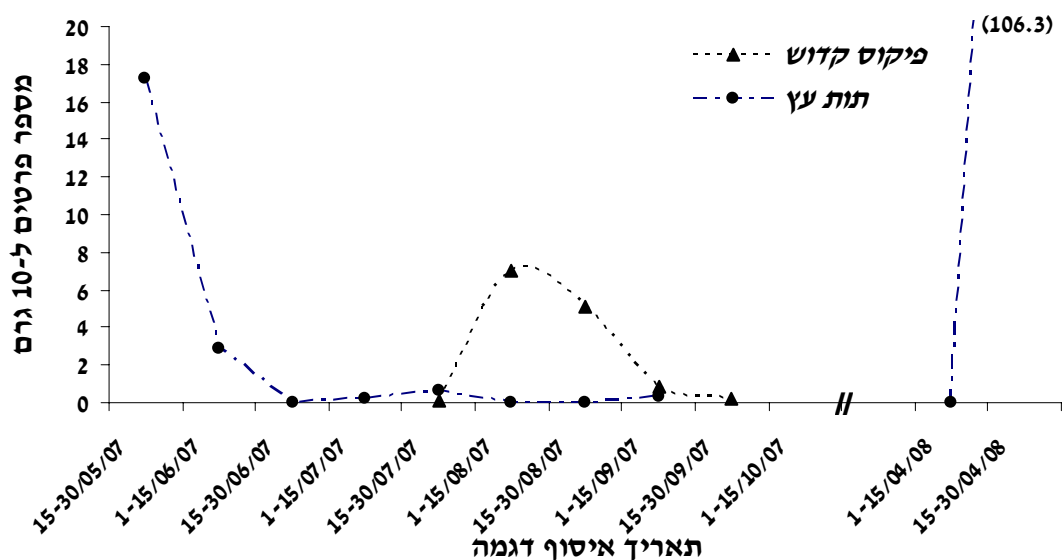
3.3.1 הפצה פנימית (Endozoochory)

בשתי עונות ההנבטה של זרעים (12/2007-5/2008 ו-12/2008-4/2009) מעשרים דגימות של גללים (שחולקו ל 136 עציצים) נבטו 1373 פרטים מ- 31 מינים (טבלה 3). מרבית הפרטים היו של תות עץ, ירבוז מבריק ופיקוס קדוש. מינים אלה הם מינים גרים, כמו גם עשרה מינים נוספים שזרעיהם נמצאו בגללי החזירים

(כ- 40% מסך כל המינים שנבטו מהגללים). כ-91% מסך כל הפרטים היו ממינים גרים (איור 16a). תשעה מינים מוכרים כמינים פולשים וארבעה הם פליטי תרבות, מעט יותר ממחצית מהמינים הם מינים מקומיים (איור 16b). במבחן Chi square נמצא כי התפלגות הפרטים לפי מוצא ותכונות הפרי אינה אקראית ($\chi^2=1044.68$, $df=3$, $P=3.7*10^{-226}$) בעיקר בשל ריבוי פרטים, גרים ועסיסיים. לעומת זאת התפלגות המינים לפי מוצא ותכונות הפרי נמצאה אקראית ($\chi^2=5$, $df=3$, $P=0.172$). עשרה מינים היו בעלי פרי עסיסי (כ- 33% מסה"כ המינים שנבטו מהגללים), שני מינים בעלי תרמיל בשרני ומין אחד בעל עלים וגבעולים בשרניים. מרבית המינים לא היו עסיסיים או בשרניים (איור 12b) אך לעומת זאת מקור מרבית הפרטים היה במינים עסיסיים.



איור 16. הפצה פנימית: התפלגות 1373 הפרטים שנבטו מדגימות הגללים (a) והתפלגות 31 המינים שהוגדרו (b) לפי תפוצת המין (מקומי או גר) ולפי תכונות הפרי (עסיסי או יבש).



איור 17. השנויים במספר הפרטים הממוצע של המינים פיקוס קדוש ותות עץ אשר נבטו מ-10 גרם גללים על פי תאריך הטלת הגללים.

לא נמצאו מגמות ברורות בכמות הזרעים הכללית, ליחידת משקל של גללים, בין חודשי השנה. אך במסגרת של כל מין לחוד נראו שנויים במספר הזרעים המופצים (ליחידת משקל של גללים) לאורך ציר הזמן כפי שמוצג לגבי שני מינים ממשפחת התותיים (*Moraceae*) (איור 17).
 בניגוד לדגימות הגללים, בדגימת הלעוסיות, אשר הונבטו בעונת ההנבטה השנייה ב-15 עציצים, לא נמצאו זרעים חיוניים. לא נבט ולו פרט בודד באף אחד מהעציצים.

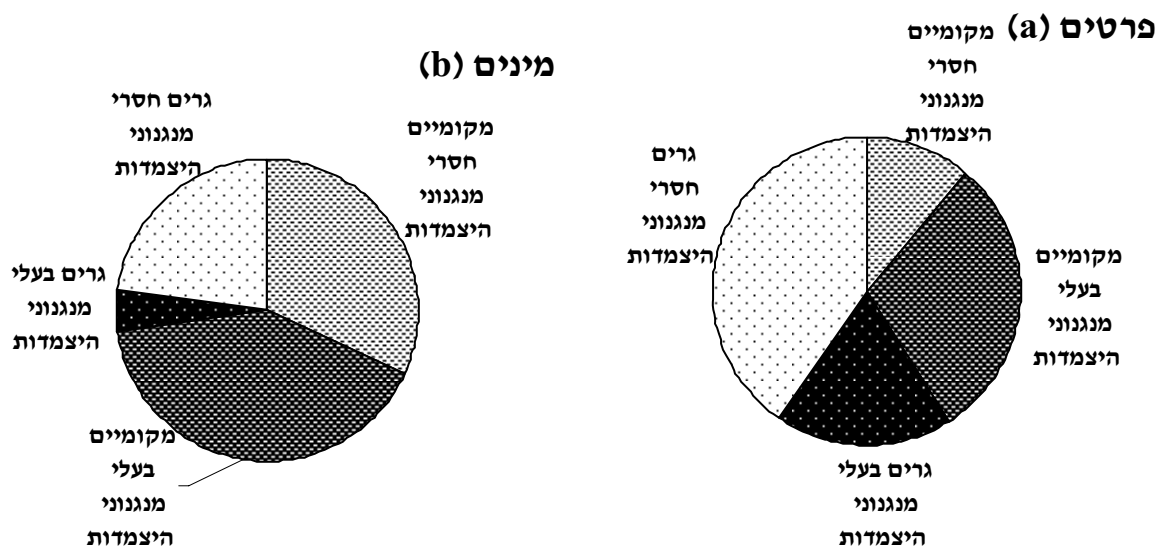
טבלה 3. מספר הפרטים של מיני הצמחים שנבטו מדגימות הגללים שנאספו ברמת הנדיב בין מאי 2007 לאפריל 2008, התפוצה שלהם (גר או מקומי) ותכונות הפרי (עסיסי, בשרני או יבש).

שם עברי	שם לטיני	מס' פרטים	מוצא	פרי
תות עץ	<i>Morus sp.</i> L.	480	גר	עסיסי
ירבוז מבריק	<i>Amaranthus blitum</i> L.	466	גר	יבש
פיקוס קדוש	<i>Ficus religiosa</i> L.	132	גר	עסיסי
אופונטייה	<i>Opuntia sp.</i>	77	גר	עסיסי
פיקוס בנגלי	<i>Ficus benghalensis</i> L.	72	גר	עסיסי
עוקצר מצוי	<i>Brachypodium distachyum</i> (L.) P.Beauv	32	מקומי	יבש
רגלת הגינה	<i>Portulaca oleracea</i> L.	26	מקומי	עסיסי
סיסנית הגינות	<i>Poa infirma</i> Kunth	12	מקומי	יבש
בן חיטה ביצני	<i>Aegilops geniculata</i> Roth	10	מקומי	יבש
כף אווז האשפות	<i>Chenopodium murale</i> L.	10	מקומי	יבש
חרוב מצוי	<i>Ceratonia siliqua</i> L.	8	מקומי	בשרני
טמוס .sp	<i>Tamus sp.</i>	8	מקומי	עסיסי
עגבניה	<i>Solanum lycopersicum</i>	6	גר	עסיסי
ירבוז שרוע	<i>Amaranthus blitoides</i> S.Watson	5	גר	יבש
שמשון מצוי	<i>Helianthemum salicifolium</i> (L.) Mill.	4	מקומי	עסיסי
תלתן חדוד	<i>Trifolium echinatum</i> M.Bieb.	4	מקומי	יבש
תלתן תריסני	<i>Trifolium clypeatum</i> L.	3	מקומי	יבש
ברומית איזמלנית	<i>Bromus lanceolatus</i> Roth	2	מקומי	יבש
דגני	<i>Poaceae sp.</i>	2		יבש
חלבוב הכדורים	<i>Euphorbia hirta</i> L.	2	גר	יבש
ירבוז ירוק שיבולת	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	2	גר	יבש
בר זית בינוני	<i>Phillyrea latifolia</i> L.	1	מקומי	עסיסי
דרכמונית	<i>Tordylium sp.</i>	1	מקומי	יבש
ירבוז קוצני	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	1	גר	יבש
מורכב	<i>Asteraceae sp.</i>	1		יבש
סולנום שחור	<i>Solanum nigrum</i> L.	1	גר	עסיסי

קיצת	שם עברי	שם לטיני	מס' פרטים	גר	יבש
		<i>Conyza sp.</i>	1		
	שיטה כחלחלה	<i>Acacia saligna</i> (Labill.) Wendl.f.	1	גר	בשרני
	תלתן ארגמן	<i>Trifolium purpureum</i> Loisel.	1	מקומי	יבש
	תלתן הפוך	<i>Trifolium resupinatum</i> L.	1	מקומי	יבש
	יבלית	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	1	מקומי	יבש
	סה"כ פרטים		1373		

3.3.2 הפצה חיצונית (Epizoochory)

כ-217 פרטים מ-22 מינים נבטו מדגימות הסירוק של חמישה עשר חזירי בר אשר נלכדו בין יולי 2007 לנובמבר 2008 (טבלה 4). בכל הדגימות נמצאו זרעים בכמויות משתנות. מחצית מהמינים הציגו התאמה כלשהי להפצה אפיזואכורית (איור 18b) כך גם לגבי התפלגות הפרטים (איור 18a). במבחן Chi square נמצא כי התפלגות הפרטים לפי מוצא והתאמה להפצה חיצונית אינה אקראית ($\chi^2=42.7$, $df=3$), בשל ריבוי פרטים גרים חסרי מנגנוני היצמדות ומיעוט פרטים מקומיים חסרי מנגנוני היצמדות אשר נישאו על פרוות החזירים. התפלגות המינים לפי מוצא והתאמה להפצה חיצונית נמצאה אקראית ($\chi^2=6.363$, $df=3$, $P=0.095$). בין המינים חסרי ההתאמה להפצה חיצונית נמצאו ארבעה מינים מופצי רוח שהנפוץ ביניהם היה קייצת, שהוא גם המין נפוץ ביותר שנדגם (37% מהכלל הפרטים).



איור 18. הפצה חיצונית: התפלגות 217 הפרטים (a) ו-22 המינים (b) שהוגדרו לפי תפוצת המין (מקומי או גר) ולפי המצאות מנגנוני היצמדות לפרוה.

טבלה 4. מספר הפרטים של כל מיני הצמחים שנבטו מדגימות סירוק של חמישה עשר חזירי בר שנלכדו ברמת הנדיב במהלך החודשים יולי 2007 עד נובמבר 2008 והתאמתם להפצה אפיזואוכורית.

שם עברי	שם לטיני	מס פרטים	מוצא	התאמה
קיצת	<i>Conyza sp.</i>	81	גר	ציצית להפצה ברוח
דושן שעיר	<i>Bidens tripartita</i> L.	40	גר	קרסים
ברומית ספרדית	<i>Bromus madritensis</i> L.	24	מקומי	מוץ תחתון בעל עוקץ משונן מלען משונן
עוקצר מצוי	<i>Brachypodium distachyum</i> (L.) P. Beauv	12	מקומי	מוץ תחתון בעל עוקץ קצר מלען משונן
מרור הגינה	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	10	מקומי	ציצית להפצה ברוח
זקניים כפול שיבולת	<i>Andropogon distachyos</i> L.	9	מקומי	שיבולית משונת
סביון אביבי	<i>Senesio vernalis</i> Waldst. et Kit.	7	מקומי	ציצית להפצה ברוח
ברומית זנב שועל	<i>Bromus alopecuros</i> Poiret	6	מקומי	מוץ תחתון בעל עוקץ מלען משונן
זון אשון	<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	5	מקומי	שיבולית משוננת
ברומית סורית	<i>Bromus syriacus</i> Boiss. and Blanche	4	מקומי	מוץ תחתון בעל עוקץ קצר מלען משונן
ברומית המטאטא	<i>Bromus scoparius</i> L.	3	מקומי	מוץ תחתון בעל עוקץ קצר, שיעור של השיבולת
ירבוז מבריק	<i>Amaranthus blitum</i> L.	3	גר	הפצה פנימית
מוצית	<i>Pallenis sp.</i>	3	מקומי	זוג כנפיים להפצה ברוח
גזיר	<i>Torilis sp.</i>	1	מקומי	זרע מכוסה זיפים
אספסת עדשתית	<i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal	1	מקומי	הפצה פנימית
דגני Sp.	<i>Poaceae sp.</i>	1	מקומי	-
ירבוז שרוע	<i>maranthus blitoides</i> S. Watson	1	גר	הפצה פנימית
כף אווז האשפות	<i>Chenopodium murale</i> L.	1	גר	הפצה פנימית
מלוח ההרים	<i>Atriplex rosa</i> L.	1	מקומי	-
מרגנית השדה	<i>Anagallis arvensis</i> L.	1	מקומי	-
נשרן מכחיל	<i>Piptatherum blancheanum</i> Boiss.	1	מקומי	זרעים נפרדים ניתקים במגע.
סולנום שחור	<i>Solanum nigrum</i> L.	1	גר	הפצה פנימית
ציפורנית מגונת	<i>Silene colorata</i> Poiret	1	מקומי	-
סה"כ פרטים		217		

4.1. השפעת נבירה על הצמחים העשבוניים

מספר מחקרים הראו כי משטר הפרעה הנגרם על-ידי יונקים בינוניים וגדולים (Dublin et al. 1990, Knapp et al. 1999, Wright et al. 2002, McInnes et al. 1992) והפרעות קרקע שונות שהם גורמים (Boeken et al. 1995, Tardiff and Stanford 1998, Lomolino and Smith 2004), מעצבים את חברת הצומח בבית הגידול. Jones וחבריו (1994) הגדירו מינים אלה כמהנדסי סביבה אלוגנים, שפעילותם משנה את הפיזור והזמינות של משאבים במרחב וכך גם על התפוצה של מינים אחרים. בהתאמה לכך, גם תוצאות המחקר הנוכחי מראות כי נבירת קרקע על-ידי מזיגי בר היא משטר הפרעה המשתנה בזמן ובמרחב (איורים 14 ו-15) אך ממשיך להתקיים לאורך כל עונות השנה (איור 13). נבירת חזירי בר בקרקע מגדילה את מגוון מיקרו בתי הגידול ולכן גם את המגוון הביולוגי בסקאלות מסוימות בגריגה ים-תיכונית (איורים 7-11).

במחקרים שנעשו באזורים שונים בעולם לא נמצאה השפעה של נבירה על הרכב הכימי של קרקע ועל גודל הגרגר (Bruinderink and Hazebroek 1996, Moody and Jones 2000, Mohr et al. 2005, Tierney and Cushman 2006). אולם נבירת חזירי בר גורמת להפרעה פיזית של הקרקע המשנה את שטח הפנים של הקרקע ויכולה להשפיע על עצירה ואגירה של מים ועצירת זרעים (Boeken et al. 1995) ופגיעה בבנק זרעים בקרקע (Hyatt 1999).

הצמחים העשבוניים באזור אקלים ים-תיכוני תלויים בחורף הגשום ובטמפרטורות הנוחות של תחילת האביב. בתקופה קצרה זו צריכים הצמחים לנבוט, להתבסס, לצמוח, לפרוח ולהשלים את מחזור חייהם לפני בוא הקיץ החם היבש והארוך. לכן, נבירת מזיגי בר בקיץ, לפני תחילת עונת הצימוח, אמורה להשפיע על הצמחים העשבוניים בצורה שונה מאשר נבירת חורף המתבצעת בעונת הצימוח עצמה. נבירת קיץ הורידה מאוד את צפיפות הפרטים לעומת חלקות שלא ננברו (איור 7) אך לא שינתה את הביומסה (איור 11) ואת עושר המינים (איור 8). אדרבה, ברוב החלקות נמצאו יותר מינים בחלקות שננברו בקיץ לעומת חלקות ללא נבירה, אך הפרשים אלה לא נמצאו מובהקים. בחלקות נבירת הקיץ נמצא מגוון מינים גבוה יותר מחלקות נבירת החורף ומחלקות הבקרה (איור 9). לנבירת הקיץ הייתה השפעה שלילית ניכרת על השפע של המין הנפוץ ביותר, שבמרבית המקרים היה עוקצר מצוי (*Brachypodium distachyum L.*) (איור 10). לא מדובר במקרה זה בהסרה של מין דומיננטי אשר מנע התבססות של מינים חדשים (כמו במקרים רבים של השפעת רעייה על מבנה החברה העשבונית), שכן זהו מין דגני קטן. יתכן כי נבירת הקיץ הטמינה את זרעי העוקצר הקטנים בעומק ממנו הם לא יכולים לנבוט או חשפה אותם לטריפה. נראה כי הנבירה ערערה את הרכב החברה העשבונית שהתאימה לתנאי הנביטה בטרם קיום ההפרעה. למרות ההשפעה השלילית הברורה של נבירת הקיץ על צפיפות הפרטים לא הייתה לה השפעה על הביומסה, כלומר הפוריות של חלקות נבירת הקיץ לא נמוכה מאשר זו של חלקות ללא הפרעה.

בחלקות שעברו נבירת קיץ התפתחה חברת צומח מגוונת יותר אשר בה היו יותר מינים ייחודיים, שלא הופיעו בטיפולים האחרים. בחלקות אלה נמצאו 26 מינים ייחודיים שלא הופיעו בחלקות של כל הטיפולים האחרים, לעומת 14 מינים ייחודיים שנמצאו בחלקות ללא נבירה. 9 מינים נוספים נמצאו גם בחלקות נבירת הקיץ וגם בחלקות נבירת החורף אך נעדרו מהחלקות ללא נבירה. גם מניית תוצאות הארודינמיה עולה כי מתוך 44 המינים שנכללו בה, 12 היו קשורים לנבירה חזקה ועוד 5 לנבירה חלשה ובינונית (איור 12). כל המינים הללו הופיעו גם בחלקות שננברו בקיץ. הנבירה העניקה כנראה יתרון להתפתחות מינים אלה על-ידי דחיקה של מינים אחרים, על-ידי פגיעה בבנק הזרעים בקרקע או בצורה

עקיפה על-ידי שינוי תנאי הסביבה הדרושים לנביטה והתבססות שלהם. במקביל נמצאו בנייתוח האורדינציה כ-7 מינים אשר נפגעו מהנבירה ונמצאו בעיקר בחלקות ללא נבירה. מינים אלה, וכנראה שגם חלק מ-14 המינים הייחודיים שנמצאו בחלקות ללא נבירה, נפגעו בעקבות השתנות תנאי טרום הנביטה ובנק הזרעים או בעקבות פגיעה ישירה בצמח עצמו וחסר יכולת התחדשות.

נבירת החורף, בעונת הצמיחה, לא שינתה את צפיפות הפרטים ואת עושר המינים, אך הורידה מאוד את הביומסה יחסית לחלקות שלא ננברו. עושר המינים בשטחים שננברו בחורף היה נמוך מאשר בחלקות נבירת הקיץ. הצמחים העשבוניים בחלקות נבירת החורף הצליחו להתאושש לאחר נבירה כפי שניתן לראות מנתוני הצפיפות ועושר המינים, אך היו מוגבלים בצמיחתם, כנראה, בגלל זמינות נמוכה של המשאבים בשארית תקופת הצימוח ולכן לא מיצו את מלוא פוטנציאל הצמיחה שלהם כפי שהדבר משתקף בהשפעה השלילית על הביומסה (איור 11). בחלקות נבירת החורף נמצאו כ-12 מינים ייחודיים, פחות מאשר בנבירת הקיץ ובחלקות שלא ננברו. מינים שנטו להימצא לאחר נבירה חזקה נמצאו בחלקות נבירת החורף (איור 7), לא כך לגבי המינים שנמצאו לאחר נבירה חלשה ובינונית, דבר שמחזק את הקשר של הראשונים לעצם קיום הנבירה. מינים אלה הצליחו להתבסס ולצמוח בשארית העונה בשטח שעבר נבירה חזקה בעוד שבחלקות בהן הייתה נבירה קלה ובינונית השתקמה ברובה הצמחייה שנכחה שם לפני הנבירה. הצמחים בחלקות נבירת החורף היו מורכבים מפרטים ששרדו את הנבירה ומפרטים שנבטו לאחר הנבירה מבנק הזרעים בקרקע. ככל שהנבירה מתבצעת סמוך לסוף עונת הצמיחה ועוצמתה חזקה, פחות צמחים מצליחים לסיים את מחזור חייהם ולהעמיד זרעים ורבים הסיכויים שהשטח יישאר חשוף עד לעונה הבאה. עדות לכך התקבלה בטיפול דימוי הנבירה שבו לא הצליחו הצמחים לצמוח כלל.

הנבירה יוצרת "חלון התחדשות" ('Regeneration gap'), כפי שהגדיר זאת Grubb (1977), המאפשר למינים שתלויים בקיום הפרעה להישאר במערכת כל עוד ממשיך משטר ההפרעה. דיפרנציאציה של נישות התחדשות והתבססות היא מנגנון חשוב לשימור מגוון מינים בחברה (Grubb 1977). נבירות בגדלים שונים ומתקופות שונות יוצרות למעשה נישות חדשות האחראיות להיווצרות כתמיות של תנאים בנוף הצומח העשבוני. הפסקה של משטר הפרעה זה גורמת לירידה במגוון המינים ועלולה להביא אף להכחדות משניות של מינים התלויים בקיום נבירה.

שלא כמו במחקרם של Tierney ו-Cushman (2006), שעסק בהשפעת הפרעות של חזירי פרא על חברת צומח עשבוני, עסק מחקר זה בהשפעה של חזירי בר, באזור התפוצה הטבעי שלהם, על חברת צמחים עשבוניים שהתפתחה ועוצבה תחת קיום משטר הפרעה של נבירה. במחקרים של Tierney ו-Cushman נמצאה השפעה חיובית רבה על מיני צומח פולש בדגש על מיני דגנים מהעולם הישן, הם יחסו זאת ליכולת ההתחדשות וההתנחלות של מיני צומח פולש, ולא עמדו על מקורן של התאמות אלה, בהתפתחותם בסביבה בה מתקיים משטר הפרעה של נבירות חזירים או הפרעת קרקע דומה. בשטח המחקר, כמו בישראל כולה, יש מעט מיני עשבוניים הפולשים לשטחים טבעיים, יתכן שבגלל היותו של חלק זה של העולם אזור מעבר, אשר נחשף לתנועה רבה של מינים מאז התחברות הגוש הפלארקטי והפלאוטרופי אשר יצר פלורה עמידה. לא מצאתי במחקר זה עדות לריבוי מינים פולשים בשטחים שעברו נבירה.

הגדורות (איור 3), שהיו כלי מחקר הכרחי בניסוי, לא השפיעו על הצומח העשבוני, שכן לא נמצאו הבדלים בין חלקות הבקרה הבלתי מגודרות לחלקות הבקרה המגודרות. זאת למרות שמלבד חזירי בר מנעו הגדורות הפרעה של שני מיני הרביוורים נוספים - *ארנבת מצויה* ו*צבי ארצישראלי* - שאינם נפוצים ברמת הנדיב. מין מפר קרקע נוסף, אשר גם כן צורך חלקי צמח על ותת קרקעיים ומנוע על ידי הגדורה, הוא *דורבן*. הרביוור קטן נוסף אותו הרחיקה הגדורה הוא *צב יבשה*. כאמור לא נמצאה עדות להשפעות ביוטיות של מינים אלה או השפעות אביוטיות שנגרמו על-ידי הגדורה כמו אגירת חום או שינוי ממשק טל.

הנחת העבודה כי רבות מחלקות הבקרה הבלתי מגודרות ינברו, בעצמה כזו או אחרת, במהלך הניסוי נמצאה נכונה ולכן היה צורך בחלקות הבקרה המגודרות.

4.2. היקף הנבירה בשטח המחקר

נבירות חזירים נמצאו בשטחים הפתוחים בגריגה והיקפן נשמר ברמה נמוכה ודומה (2-4%) בכל עונות השנה (איור 13). בקיץ ירד מעט היקף הנבירה כנראה בשל התייבשות הקרקע, שהקשתה על ביצוע הנבירה. כמו כן התמעטות האורגניזמים בחלק העליון של הקרקע בקיץ, הפכה את הנבירה לבעלת ערך מועט יותר. יתכן שהיקף הנבירה בקיץ נמוך יותר מאשר זה שנמצא במחקר זה. מכיוון שסקר הנבירה הקיצי החל בחודש יוני, יתכן שחלק מהנבירות שנמדדו בקיץ הן למעשה נבירות שבוצעו בסוף האביב ונשארו חשופות בשל העדר נביטה וצמיחה במועד זה.

לצומח המעוצה הייתה השפעה חזקה על היקף הנבירה (איור 14). בחורשות אורנים היו מעט נבירות באביב ובקיץ, אבל בחורף, מצע המחטים שעל הקרקע נרטב ומתקימת פעילות אינטנסיבית של מפרקים (פטריות וחסרי חוליות). לכן חזירי הבר המשחרים לפטריות וחסרי חוליות מרבים לנבור בקרקעית חורשות האורנים בחורף והיקף השטח הנבור האמיר לכדי 10% מכלל השטח הניתן לנבירה. היקפי נבירה גדולים תחת עצים, במצע העלים המתפרק על הקרקע, נצפו במחקרים קודמים (Bruinderink and Hazebroek 1996, Welander 2000).

נראה שבחורף היתה נבירה רבה יותר בשטחי גריגה נמוכה מאשר בגריגה הגבוהה (איור 14), אולם יתכן שנתונים אלה מוטעים משום שלא נמצאו שטחי גריגה נמוכה במפנה הדרומי שבשטח המחקר (טבלה 2). השערתנו היא כי יתכן שהבדלים במיקרו-אקלים בין המפנים השפיעו בעקיפין על היקף הנבירה. בנחלים מצפון לקו המשווה, הנפרשים ממזרח למערב, המדרון הפונה לדרום סופג קרינה סולרית חזקה וישירה ושוררים בו תנאים יובשניים לעומת המדרון הממוזג הפונה לצפון. הבדלים אביוטיים אלה יוצרים הבדלים בחברות הביולוגיות בין המפנים. נבירה במפנה הדרומי היובשני החלה מאוחר יותר בעונה הלחה. חזירי בר חיפשו בתחילת החורף אזורים בהם ריכוזי חומר אורגני מתפרק כמו המחטים בחורשות האורנים והאזורים בהם צמחיה סגורה במפנה הצפוני הממוזג, ונברו פחות במפנה הדרומי (איור 15). מאוחר יותר, בסקר האביב, נמצאו הקפי נבירה גבוהים במפנה הדרומי כתוצאה משגשוג עונתי המתקיים בפרק זמן קצר באזור זה. זרימת האנרגיה הגבוהה וזמינות המשאבים במפנה הדרומי בתקופה זו מאפשרת למינים רבים, מהם ניזונים חזירי בר, לפעול בעונה זו. מחקרים שנעשו זה מכבר בנחל אורן מספר קילומטרים צפונית לשטח המחקר הראו הבדלים גדולים במגוון מינים של קבוצות חסרי חוליות ופטריות בין המפנים (Nevo 1995). אצל הרכיכות לדוגמא, בין המינים שנמצאו במפנה דרומי היו מינים מדבריים להם נדרשת עונת שפע קצרה לפעילות (Broza and Nevo 1996, Pavlicek et al. 2008). כאוכלי כל מנצלים חזירי בר תקופות שפע ויודעים לאתר ולחזור למקורות מזון עונתיים.

אוכלוסיית חזירי הבר ברמת-הנדיב הוערכה על-ידי רוזנפלד (1998) בכ-63 פרטים בתקופת המחקר, חזירי בר בצפיפות של 15 פרטים לקמ"ר יצרו לאורך כל השנה נבירה בהיקף ממוצע של 3% מהשטח הניתן לנבירה בשטחי הצמחים העשבוניים בגריגה.

4.3. הפצת זרעים

תוצאות המחקר מלמדות כי כמו במחקריהם של Schmidt ו-Raudnitschka-Heinken (2002) ושל Schmidt וחובריו (2004), שנעשו במערב אירופה, גם בחבל היס-תיכוני נמצאו חזירי בר כמפיצים של זרעי צמחים בצורה אנדו- ואפיזאוכורית. מספר מיני הצמחים אשר נמצאו כמופצים על-ידי חזירי בר, ברמת הנדיב בצורה אנדוואוכורית ובעיקר בהפצה אפיזאוכורית היה נמוך מזה שנמצא במחקרים באירופה (טבלה 3). כל 22 המינים שהופצו בצורה אפיזאוכורית היו חד-שנתיים ולמחציתם מנגנוני היצמדות לפרווה (איור 18b). למרות שאין אלה התאמות מובהקות להפצה אפיזאוכורית, ציציות להפצה ברוח (כמו לדומא אצל סביון אביבי) יכולות לשמש מנגנון יעיל להפצה כזו. כך גם לגבי ריבוי זרעים קטנים הניתקים במגע כמו במין זקניים כפול שיבולת. לעומת זאת, 22 מינים חד-שנתיים ושמונה מינים רב-שנתיים הופצו אנדוואוכורית ולשמונה האחרונים פרי עסיסי או בשרני. שישה מינים הופצו גם בהפצה אנדוואוכורית וגם בהפצה אפיזאוכורית רובם בעלי זרעים קטנים חסרי מנגנון היצמדות אשר נלכדו בפרוות החזירים כאשר הם ניזונו על צמח האם.

בעוד שמרבית המינים אשר נמצאו כמופצים אפיזאוכורית היו מינים מקומיים (איור 18b), נמצאו מינים גרים רבים כמופצים בהפצה אנדוואוכורית על-ידי חזירי בר (איור 16b). מרבית הפרטים הגרים שהופצו אנדוואוכורית (איור 16a) היו ממינים המייצרים כמות גדולה מאוד של פירות עסיסיים בתקופה קצרה, בעיקר תות ופיקוס קדוש. מינים אלה היוו מקור מזון חשוב אשר סייע לחזירי הבר האומניבורים לצלוח את הקיץ (איור 17). התייחסות למינים המייצרים כמות גדולה של פרי במשך זמן קצר מוצגת לעיתים כדרך להקטין את שיעור טריפת הזרעים (Ickes et al. 2001), אך יתכן שהסיבה היא הפוכה וזוהי דרך למשוך מפיצי זרעים רבים כמו צפרים או עטלפי פירות לעץ מבודד (Hodgkinson et al. 2004).

זרעים רבים של צמחים גרים ללא פרי עסיסי, בעיקר ארבעה מינים ממשפחת הירבזיים (*Amarathaceae*), נמצאו כמופצים אנדוואוכורית, שהנפוץ מביניהם היה ירבז מבריק. מינים אלה מאופיינים בזרעים יבשים, קטנים ועגולים בעלי מעטפת קשה המקובצים בכמות גדולה בקצה הגבעול ומתאמים היטב להתמודדות עם מערכת העיכול של חזירי הבר הניזונים על הרקמה הוגטטיבית.

Howe ו-Smallwood (1982) הציעו את היפותזת "ההפצה הישירה" בה זרע מופץ לבית גידול ייחודי בו הוא יכול לנבוט ולהתפתח, צורת הפצה זו נקשרה להפצה על ידי חרקים, בעיקר לנמלים, אך מוכרות דוגמאות לגבי חולייתנים כמו ציפור השיר *Dicaeum sanguinolentum* המלשלת זרעים של מין דבקון טפיל *Lrathus sp.* על גבי קליפת העץ המאכסן. ציפור שיר נוספת היא בולבול *Pycnonotus xanthopygos* האוכלת את הפרי של הרנוג שיטים *Plicosepalus acaciae* ומנקה את הזרעים שנדבקים למקור על גזעי עצי שיטה (*Acacia sp*) בנגב, דפוס המוכר גם במיני דבקון באפריקה (Roxburgh and Nicolson 2005). אני משער כי מיני הירבז, כפ אווז האשפות ושאר מיני המעזבות, הגרים, שנמצאו כמופצים אנדוואוכורית והמין דושן (*Bidens tripartita* L) אשר הופץ אפיזאוכורית, משתמשים בחזירי הבר לצורך הפצה ישירה לבתי גידול מופרים. מינים פולשים אלה אינם מצליחים להתחרות בפלורה הטבעית אך משגשגים בבתי גידול מופרים, ובעיקר במקומות הנשארים לחים גם לאחר העונה הגשומה. מלבד הנבירה לחזירים הרגלי התפלשות וגירוד המסיעים להפצה מסוג זה (Heinken et al. 2006). מיני צמחי מעזבות אלה רכשו את ההתאמות להפצת על-ידי הרביוורים בארצות המצא שלהם בעזרת מינים אחרים שאת מקומם ממלאים חזירי הבר.

למרות שמיני הצמחים הגרים אשר נמצאו כמופצים על ידי חזירי בר אינם מינים אשר מתחרים עם הצומח המקומי, ריבוי מינים אלה מעיד על פוטנציאל ההחדרה של צומח פולש על ידי חזירי הבר. חזירי בר נעים בין שטחים טבעיים ושטחים מיושבים ויכולים לשמש כווקטור להחדרת מינים גרים למערכת הטבעית. קיים סיכון שחזירים יסיעו בעתיד בהחדרה של מין גר בעל כושר תחרות גבוה.

התאמה מעניינת להפצה פנימית יש למין רגלת הגינה (*Portulaca oleracea* L.) אשר נמצא בדגימות רבות בתדירות נמוכה. למין זה עלים וגבעולים עסיסיים שאינם רעילים, ההלקט נמצא שקוע בין העלים ובתוכו מספר זרעים קטנים הנאכלים יחד עם הרקמה הוגטיבית העסיסית, אך לא נפגעים במערכת העיכול.

מוכרים מיני צמחים להם זרעים הדורשים לעבור טיפול במערכת העיכול של בעלי חיים בכדי לנבט או להקדים את נביטה (Howe and Smallwood 1982, Van der Pijl 1982). בישראל נפוץ צבר מצוי (*Opuntia ficus-indica*) כפליט תרבות והוא מוכר כמתרבה וגטיבית בלבד. אולם בדרום אפריקה זרעים של מין זה מופצים על-ידי עורבים וחולייתנים אחרים והם נובטים בטבע (Dean and Milton 2000). תוצאות המחקר הנוכחי הוא התייעוד ראשון של הפצת זרעים של מין ממשפחת ה *Cactaceae* בישראל המסתיים בנביטה, עם ההסתייגות שההנבטה בוצעה בתנאים אופטימליים. יתכן כי המין הנפוץ, צבר מצוי, אינו מתרבה מינית משום שהוא חסר את הווקטור אשר אמור להכין את הזרעים לנביטה, או ששילוב התנאים הסביבתיים בעונת הנביטה אינם מתאימים.

לעוסיות החזירים לא הכילו זרעים חיוניים ולכן אינן משמשות כאמצעי הפצת זרעים. העדר זרעים מהלעוסיות יכול להעיד על רמת לעיסה אינטנסיבית ביותר של הצומח הירוק והעסיסי, בעוד שבהזנה רגילה שורדים זרעים חיוניים רבים. יתכן גם שבעונה שבה העשב עסיסי והחזירים מרבים ליצר לעוסיות הצמחים עדיין צעירים ואינם נושאים זרעים בשלים. רק ניסוי מבוקר יוכל לגלות את הסיבה לנוכחות זרעים בגללים והעדרם מהלעוסיות.

שיטת העבודה של הנבטת הזרעים מדגימות גללים וסירוק בתנאי משתלה אופטימליים, טומנת בחובה יתרות וחסרונות. היתרון הוא שמרבית הזרעים חיוניים שנמצאים בדגימה נובטים והחיסרון הוא שההנבטה היא בתנאים אופטימליים ולא בתנאי שדה. כך קורה שמינים פליטי תרבות, כמו עגבנייה, הצליחו להתבסס למרות שברור שהם לא מסוגלים לנבט בבר. חסרון נוסף הוא שזרעים שהיו בתרדמה בדגימה לא נבטו בתנאי המשתלה.

4.4 סיכום

חזיר הבר הוא החולייתן היבשתי הטבעי הגדול ביותר בישראל. בעוד מיני יונקים בינוניים וגדולים שנפוצו בעבר, נכחדו במהלך שלוש המאות האחרונות, ממשיך חזיר הבר לשגשג לצד האדם. מחקר זה הציג את חשיבותו של המין ביצירת הטרוגניות נופית ועל-ידי כך העלאת המגוון של הצמחים העשבוניים ותרומה לשימור מינים במערכת האקולוגית.

התמעטות שטחים פתוחים וקיטוע בתי גידול מעלה את חשיבותם של סוכני הפצת זרעים לשימור מינים בתוך מערכת אקולוגית מקוטעת והפצת זרעים לטווח רחוק, דבר בעל חשיבות רבה להגירה בנוף משתנה במהירות. היכחדותם של מיני בעלי חיים מפיצי זרעים, תהליכי קיטוע של אוכלוסיות והתמעטות בתי גידול טבעיים מדגיש את חשיבותם של חזירי הבר כמפיצי זרעים לטווח רחוק. הם יכולים לקשר בין אוכלוסיות מבודדות ולגרום להיווצרות אוכלוסיות חדשות, תהליכים חשובים בעת של שינויים סביבתיים מהירים. מדיניות הממשק הנוכחית המונהגת במדינת ישראל כוללת הגנה על חזירי הבר בשמורות והתרת ציד באזורים בהם הם גורמים נזקים לחקלאות. מדיניות זו מתבססת רק על מידת הנזקים לחקלאות ולא

על השפעת חזירי הבר על המערכת האקולוגית בשטחים הטבעיים. יש לקחת בחשבון את המשמעות של קיטוע מסדרונות אקולוגיים שלא בשטחי שמורה על-ידי צייד אינטנסיבי, או דילול אוכלוסיות בעקבות התפשטות מגיפות. הכחדת המין מבית גידול מסוים למשך זמן אקולוגי, גם אם לא תפגע במין עצמו, עלולה להוביל לירידה במגוון מיני הצמחים ויתכן שאף להכחדה של מינים התלויים בקיום משטר הפרעה. כמו שאר מיני החולייתנים בפארק רמת הנדיב, מוגנים חזירי הבר מציד ותנועת חזירי בר מתוך הפארק לשטחים ירוקים ממזרח וממערב תועדה זה מכבר (רוזנפלד 1998). מחקר זה הציג את חשיבותם של חזירי הבר בפארק רמת הנדיב כמפיצי זרעים בצורה אפי-ואנדוזאוכורית ואת חשיבותם בקיום משטר הפרעה של נבירה המתקיים לאורך כל השנה המעצב את מבנה והרכב חברת הצמחים העשבוניים. אחד הגורמים למחקר זה היה הנזק לכאורה הנגרם על-ידי החזירים למערכת הטבעית. הועלו סברות כי עומס חזירי בר בפארק עלול לפגוע במיני גיאופיטים ובתוכם גם מינים נדירים ובצמחים נוספים. במחקר זה מצאתי תוצאות הפוכות, המציגות את תרומתם של חזירי הבר לשימור מבנה בית הגידול הטבעי, אשר בו מיני צמחים המותאמים לבית הגידול המופרע על-ידי נבירה ויתכן שיש גם מינים התלויים בעצם קיומה. ישנה חשיבות רבה בהגנה על חזירי בר במסדרונות אקולוגיים בין שמורות ובשמורות עצמן. הגנה על חזירי הבר משמעה שימור משטר הפרעה טבעי המתקיים בבית הגידול ובכך גם הגנה על מינים נוספים התלויים בקיום משטר הפרעה, ועל מינים אחרים המופצים בצורה אפי-ואנדוזאוכורית על-ידי חזירי בר.

- Boeken, B., Shachak, M., Gutterman, Y. and Brand, S. 1995. Patchiness and disturbance: plant community responses to porcupine diggings in the central Negev. *Ecography*, 18: 410-421.
- ter Braak, C. J. F. and Smilauer, P. 2002. CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide version 4.5. Biometris – Plant Research International, Wageningen and Ceska Budejovice.
- ter Braak, C. J. F. and Smilauer P. 2003. CANOCO for Windows version 4.51. Biometris – Plant Research International, Wageningen.
- Broza, M. and Nevo, E. 1996. Differentiation of the snail community on the north- and south-facing slopes of lower Nahal Oren (Mount Carmel, Israel). *Israel Journal of Zoology*, 42: 411- 424.
- Bruinderink, G.G. and Hazebroek E. 1996. Wild boar (*Sus scrofa scrofa* L.) rooting and forest regeneration on podzolic soils in the Netherlands. *Forest Ecology and Management*, 8: 71-80.
- Cahill, S., Llimona, F. and Gracia, J. 2003. Spacing and nocturnal activity of wild boar *Sus scrofa* in a Mediterranean metropolitan park. *Wildlife Biology*, 9: 3-13.
- Cocca, G., Sturaro, E., Dal Compare, L. and Ramanzin, M. 2007. Wild boar (*Sus scrofa*) damages to mountain grassland. A case study in the Belluno province, eastern Italian Alps. *Italian Journal of Animal Science*, 6: 845-847.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Couvreur, M., Christiaen, B., Verheyen, K. and Hermy, M. 2004. Large herbivores as mobile links between isolated nature reserves through adhesive seed dispersal. *Applied Vegetation Science*, 7: 229-236.
- Couvreur, M., Cosyns, E., Hermy, M. and Hoffmann, M. 2005. Complementarity of epi- and endozoochory of plant seeds by free ranging donkeys. *Ecography*, 28: 37-48.
- Crooks, J.A. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. *Oikos* 97: 153-166.
- Cushman, J.H., Tierney, T.A. and Hinds, J.M. 2004. Variable effects of feral pig disturbances on native and exotic plants in a California grassland. *Ecological Applications*, 14: 1746-1756.
- Dean, W.R.J. and Milton S.J. 2000. Directed dispersal of *Opuntia* species in the Karoo, South Africa: are crows the responsible agents. *Journal of Arid Environments*, 45: 305-314.

- Dublin, H.T., Sinclair, A.R.E. and McGlade, J. 1990. Elephants and fire as causes of multiple stable states in the Serengeti-Mara woodlands. *The Journal of Animal Ecology*, 59: 1147-1164.
- Dzwonko, Z. and Loster, S. 1998. Dynamics of species richness and composition in a limestone grassland restored after tree cutting. *Journal of Vegetation Science*, 9: 387-394.
- Engeman, R.M., Smith, H.T., Severson R., Severson, M.A., Shwiff, S.A., Constantin, B. and Griffin, D. 2004. The amount and economic cost of feral swine damage to the last remnant of a basin marsh system in Florida. *Journal for Nature Conservation*, 12: 143-147.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, 52: 107-145.
- Heinken, T. and Raudnitschka, D. 2002. Do wild ungulates contribute to the dispersal of vascular plants in central European forests by epizoochory? A case study in NE Germany. *Forstwissenschaftliches Centralblatt (German Journal of Forestry Science)*, 121: 179-194.
- Heinken, T., Schmidt, M., Sommer, K., van Oheimb, G., Kriebitzsch, W.U. and Ellenberg, H. 2006. Soil seed banks near rubbing trees indicate dispersal of plant species into forests by wild boar. *Basic and Applied Ecology*, 7: 31-44.
- Herrera, C.M. 1995. Plant-vertebrate seed dispersal systems in the Mediterranean: ecological, evolutionary, and historical determinants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 26: 705-27.
- Herrero, J., Serrano A.G., Cuto, S., Ortuno, V.M. and Gonzalez, R.G. 2006. Diet of wild boar *Sus scrofa* L. and crop damage in an intensive agroecosystem. *European Journal of Wildlife Research*, 52: 245-250.
- Hodgkison, R., Balding, S.T., Zubaid, A. and Kunz T.H. 2004. Temporal variation in the relative abundance of fruit bats (Megachiroptera: pteropodidae) in relation to the availability of food in a lowland malaysian rain forest. *Biotropica*, 36: 522-533.
- Howe, H.F. and Smallwood, J. 1982. Ecology of seed dispersal. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13: 201-228.
- Huston, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist*, 113: 81-101.
- Hutchinson, G.E. 1953. The concept of pattern in ecology. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 105: 1-12.

- Hyatt, L.A. 1999. Differences between seed bank composition and field recruitment in a temperate zone deciduous forest. *The American Midland Naturalist*, 142: 31-38.
- Ickes, K., Dewalt, S.J. and Appanah, S. 2001. Effects of native pigs (*Sus scrofa*) on woody understorey vegetation in a Malaysian lowland rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 17: 191-206.
- Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 689: 373-386.
- Knapp, A.K., Blair, J.M., Briggs, J.M., Collins, S.L., Hartnett, D.C., Johnson, L.C. and Towne E.G. 1999. The keystone role of Bison in North American tallgrass prairie. *BioScience*, 49: 39-50.
- Lomolino, M.V. and Smith, G.A. 2004. Terrestrial vertebrate communities at black-tailed prairie dog (*Cynomys ludovicianus*) towns. *Biological Conservation*, 115: 89-100.
- McInnes, P.F., Naiman, R.J., Pastor, J. and Cohen, Y. 1992. Effects of moose browsing on vegetation and litter of the boreal forest, Isle Royale, Michigan, USA. *Ecology*, 73: 2059-2075.
- Miller, B. and Ceballos, G. 1994. The prairie dog and biotic diversity. *Conservation Biology*, 8: 677-681.
- Mohr, D., Cohnstaedt, L.W. and Topp, W. 2005. Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biology and Biochemistry*, 37: 693- 700.
- Moody, A. and Jones., J.A. 2000. Soil response to canopy position and feral pig disturbance beneath *Quercus agrifolia* on Santa Cruz Island, California. *Applied Soil Ecology*, 14: 269-281.
- Ne'eman, G. and Izhaki, I. 1998. Stability of pre- and post-fire spatial structure of pine trees in Aleppo pine forest *Ecography*, 21: 535-542.
- Nevo, E. 1995. Asian, African, and European biota meet at "Evolution Canyon", Israel: Local tests of global biodiversity and genetic diversity patterns. *Proc. Royal Society. Biological sciences*, 262:149-155.
- Pakeman, R.J., Digneffe, G. and Small J.L. 2002. Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology*, 16: 296-304.
- Pavlic, T., Mienis, H. K., Raz, S., Hassid, V., Rubenyan, A. and Nevo, E. 2008. Gastropod biodiversity at the 'Evolution Canyon' microsite, lower Nahal Oren, Mount Carmel, Israel. *Biological Journal of the Linnean Society*, 93: 147- 155.
- Perevolotsky, A. and Seligman, N. G. 1998. Role of grazing in Mediterranean rangeland ecosystems. *BioScience*, 48: 1007-1017.

- Peterson, D.W. and Reich, P.B. 2008. Fire frequency and tree canopy structure influence plant species diversity in a forest-grassland ecotone. *Plant Ecology*, 194: 5-16.
- Pinna, W., Nieddu, G., Moniello, G. and Cappai, M.G. 2007. Vegetable and animal food sorts found in the gastric content of Sardinian wild boar (*Sus scrofa meridionalis*). *Journal of Animal Physiology and Animal Nutrition*, 91: 252-255.
- Rixen, C., Haag, S., Kulakowski, D. and Bebi, P. 2007. Natural avalanche disturbance shapes plant diversity and species composition in sub-alpine forest belt. *Journal of Vegetation Science*, 18: 735-742.
- Roxburgh, L. and Nicolson, S.W. 2005. Patterns of host use in two African mistletoes: the importance of mistletoe–host compatibility and avian disperser behaviour. *Functional Ecology*. 19: 865-873.
- Royo, A.A. and Carson, W.P. 2005. The herb community of a tropical forest in central Panama: dynamics and impact of mammalian herbivores. *Oecologia*, 145: 66-75.
- Schley, L. and Roper, T. J. 2003. Diet of wild boar *Sus scrofa* in western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, 33: 43-56.
- Schmidt, M., Sommer K., Kriebitzsch, W.U., Ellenberg, H. and VanOheimb, G. 2004. Dispersal of vascular plants by game in northern Germany. Part I: Roe deer (*Capreolus capreolus*) and wild boar (*Sus scrofa*). *European Journal of Forest Research*, 123: 167-176.
- Schupp, E.W. 1993. Quantity, quality and the effectiveness of seed dispersal by animals. *Plant Ecology*, 107-108: 15-29.
- Shachak, M., Boeken, B., Groner, E., Kadmon, R., Lubin, Y., Meron, E., Ne'eman, G., Perevolotsky, A., Shkedy, Y. and Ungar, E. 2008. Woody species as landscape modulators and their effect on biodiversity patterns. *BioScience* 58: 209-221
- Tardiff, S.E. and Stanford, J.A. 1998. Grizzly bear digging: effects on subalpine meadow plants in relation to mineral nitrogen availability. *Ecology*, 79: 2219-2228.
- Tierney, T.A. and Cushman, J.H. 2006. Temporal changes in native and exotic vegetation and soil characteristics following disturbances by feral pigs in a California grassland. *Biological Invasions*, 8: 1073-1089.
- Van der Pijl, L. 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer, Berlin.
- Welander, J. 1995. Are wild boars a future threat to the Swedish flora?. *IBEX Journal of Mountain Ecology*, 3: 165-167.
- Welander, J. 2000. Spatial and temporal dynamics of wild boar (*Sus scrofa*) rooting in a mosaic landscape. *Journal of Zoology*, 252: 263-271.

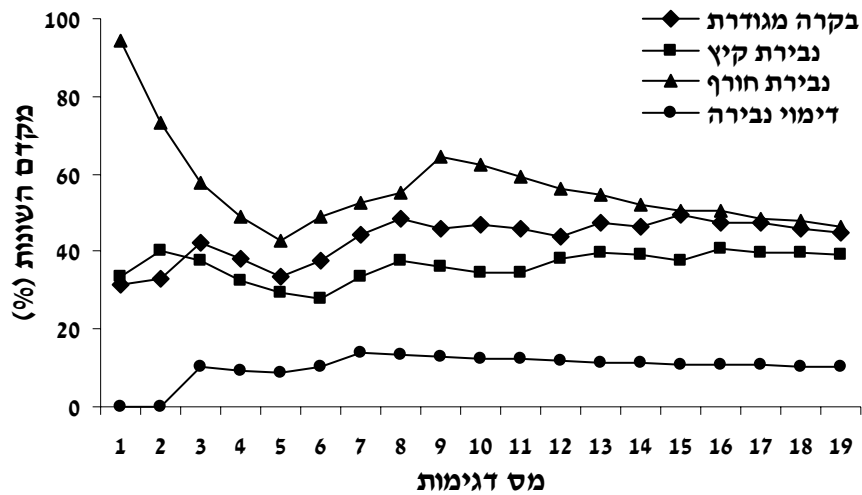
Wright, J.P., Jones, C.G. and Flecker, A.S. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*, 132: 96-101.

כנעני, ג. 1988. חזיר הבר. מתוך: אלון, ע. (עורך): החי והצומח של ארץ-ישראל. הוצאת משרד הביטחון. רמת גן.

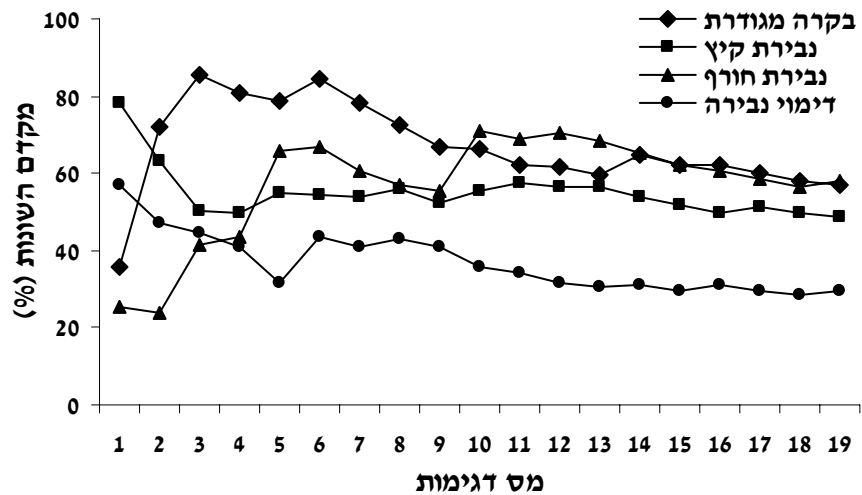
קפלן, מ. 1988. קרקעות רמת הנדיב דו"ח מחקר מס' 2. החברה להגנת הטבע, תל אביב.

רוזנפלד, א. 1998. חזירי-בר ברמת הנדיב ובגבעות אלונה. מתוך פרבולוצקי, א. (עורך): סדרת פרסומי מחקר - פרויקט רמת הנדיב, פרסום מס' 10. יד הנדיב והחברה להגנת הטבע.

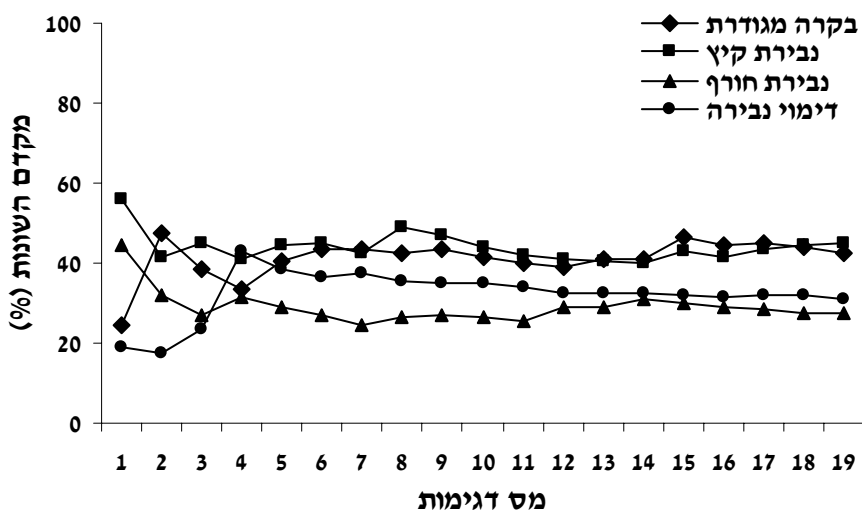
נספח א: הקשר בין מקדם השונות CV ומספר הדגימות



איור 1. השנויים במקדם השונות (שונות חלקי הממוצע באחוזים) של עושר המינים כפונקציה של מספר הדגימות.



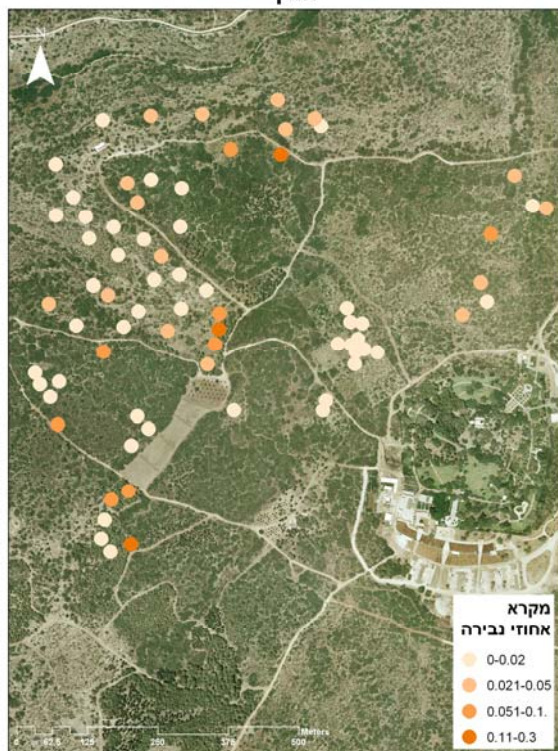
איור 2. השנויים במקדם השונות (שונות חלקי הממוצע באחוזים) של צפיפות הפרטים כפונקציה של מספר הדגימות.



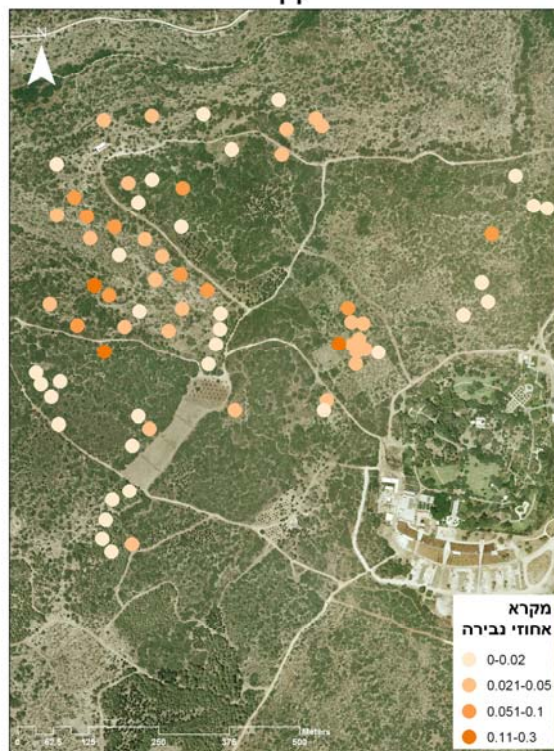
איור 3. השנויים במקדם השונות (שונות חלקי הממוצע באחוזים) של הביומסה כפונקציה של מספר הדגימות.

נספח ב: תצלום אוויר של סקרי הנבירה שבוצעו ברמת הנדיב ותוצאותיהם.

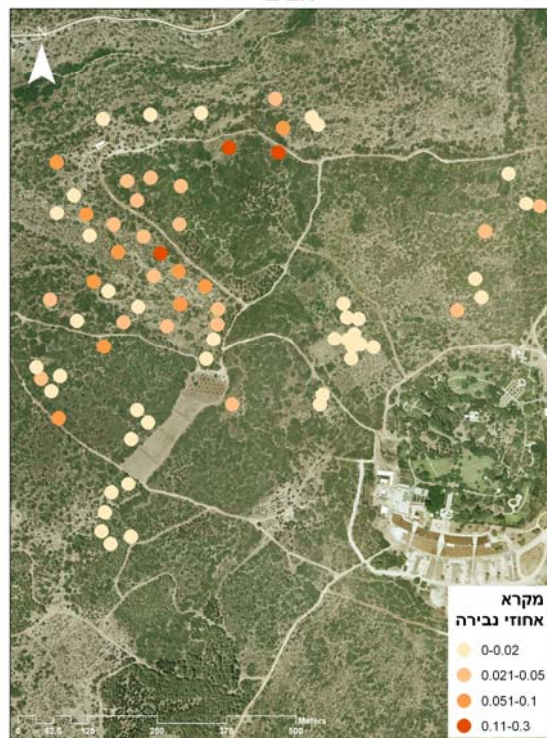
**סקר נבירה
חורף**



**סקר נבירה
קיץ**



**סקר נבירה
אביב**



The effect of rooting and seed dispersal by wild boar (*Sus scrofa*) on the herbaceous plant community

By: Guy Dovrat

Thesis submitted in partial fulfillment of the
Requirements for the master degree

University of Haifa
Faculty of sciences and science education
Department of evolutionary & environmental biology

November , 2009

The effect of rooting and seed dispersal by wild boar (*Sus scrofa*) on the herbaceous plant community

By: Guy Dovrat

Supervised by: Prof. Gidi Ne'eman

Prof. Avi Perevolotsky (Department of Agronomy and Natural Resources
Agricultural Research Organization - the Volcani Center)

Thesis submitted in partial fulfillment of the
Requirements for the master degree

University of Haifa
Faculty of sciences and science education
Department of evolutionary & environmental biology

November , 2009

The effect of rooting and seed dispersal by wild boars (*sus scrofa*) on the herbaceous Mediterranean plant community

Guy Dovrat

ABSTRACT

Many large and medium mammals, in particular ground disturbing species, play an important role affecting the structure of the plant communities. Wild boar is the largest natural terrestrial mammal which inhabits Israel, but only a few studies have examined its effects on natural habitats. In other countries as well, most studies examined the effects of exotic feral pigs and only a few have studied their function in the natural environment.

I studied the effect of wild boar (*Sus scrofa* ssp. *lybicus*) rooting on the herbaceous plant community and seed dispersal in open patches of the Mediterranean woody vegetation (garrigue) of Ramat Hanadiv Park, Mount Carmel, Israel. I examined the effects of different rooting regimes (natural rooting, artificial rooting and no rooting) in summer winter and spring in open and in fenced plots. The results demonstrated that soil rooting by wild boars generated differences in the structure and composition of the herbaceous community in comparison with plots without rooting. Summer rooting that occurs before autumn germination increased species diversity but did not affect herbaceous biomass relatively to protected plots. Rooting in the winter following the germination season decreased plant biomass but did not affect plant density.

I monitored wild boar rooting in the research area in summer, winter and spring. Rooting occurred during all year round. In the winter and spring, rooting was recorded in 4% of the rootable area while in summer it was only 2%. In winter the preferred rooting sites were in pine forests (on groves) and low garrigue areas in the northern aspect, while in spring they were in south facing high and low garrigue sites. In the summer most of the rooting was in garrigue areas in both aspects.

Wild boar rooting causes soil disturbances of different intensities, extents and timing create new regeneration niches for herbaceous plants. This study demonstrates the contribution of wild boars to the herbaceous community through physical disturbance of the soil.

Seed dispersal by wild boar was investigated through controlled germination of dung, pellet and of brushed hair samples. Many plant species were found to be dispersed by wild boars-22 annual species were dispersed through epizoochory and 8 perennial and 22 annual plants were dispersed through endozoochory. As opposed to dung samples pellets did not contain any live seeds. Most plants dispersed through epizoochory were local species, but

many exotic species were dispersed through endozoochory. Wild boars utilize different food sources and adapting to new food sources. Their food seeking, grabbing and rooting habits make them an important agent for seed dispersal, mainly for ruderal species and species that grow in disturbed sites. The decrease in the area of natural or semi-natural lands and the increase in their fragmentation raise the importance of wild boars as long-range seed dispersers. Wild boars contribute to the conservation of species by connecting isolated plant populations and help in establishment of new populations.

The current management of wild boar populations in Israel is based primarily on the damage agriculture. This study demonstrates the role of wild boars in seed dispersal and maintenance of diversity in the herbaceous plant community. These aspects should also be considered in the decision-making process concerning the management of wild boar populations.