



# תוכנית לאומית לניטור המגוון הביולוגי בשטחים פתוחים בישראל





**מוגש ע"י:**  
נעמה ברג  
אבי פרבולוצקי

**מנהלת המאר"ג:**  
אלי גרונר  
מנחם זלוצקי  
ישראל טאובר  
גידי נאמן  
משה שחק  
יהושע שקדי

**עיצוב גרפי:** סטודיו רווה-פלאג

**צילומים:** בני שלמון, דורון ניסים, דותן רותם, יניב לוי, סלמאן אבו רוכון, שי קבסה, סמיר חמוד, עזרא חדד, דידי קפלן, אורי קייזר, יריב מליחי, נתן באינוביץ, עומרי גולמן, מוטי שפי, דרור עיני, חדי טייץ, יגאל מילר, יתיר שמיר, רם ריכטר, רוני קינג, מיטל אהרון, שירן בן יעקב, יפעת דוידסון, מתן בריל, גורג קטרוטי, יעל סלע, גל וין, עמוס טל, אריה קלר, נתן ביאנוסוביץ, צור מגן, ערן היימס, אסף הברי, עומרי גל, שירי בירן, אסנת איתן, טליה אורון, איילה ברטוב, שרון טל, אסף זבולוני, בן רוזנברג



## תוכן עניינים

9-11	תוכנית ניטור - עקרונות פעולה
<b>תוכניות הניטור:</b>	
14-17	המלצות הניטור - בתות עשבוניות ושיחניות
18-19	תוכנית לניטור - בתות עשבוניות ושיחניות
21-23	המלצות לניטור - חורש ים תיכוני
24-25	תוכנית לניטור - חורש ים תיכוני
27-29	המלצות לניטור - יער פארק אלון התבור
30-31	תוכנית לניטור - יער פארק אלון התבור
33-34	המלצות לניטור - יערות מחט נטועים
35-36	תוכנית לניטור - יערות מחט נטועים
38-40	המלצות לניטור - חולות מישור החוף
41-42	תוכנית לניטור - חולות מישור החוף
44-45	המלצות לניטור - אזור הספר הים תיכוני
46-47	תוכנית לניטור - אזור הספר הים תיכוני
49-50	המלצות לניטור - הר הנגב
51-52	תוכנית לניטור - הר הנגב
54-57	המלצות לניטור - חולות מדבר פנימיים
58-59	תוכנית לניטור - חולות מדבר פנימיים
61-62	המלצות לניטור - אזורי סוואניזציה
63-64	תוכנית לניטור - אזורי סוואניזציה
65-67	המלצות לניטור - דרום צחיח
68	תוכנית לניטור - דרום צחיח
70-71	המלצות לניטור - באזורי חקלאות
72-73	תוכנית לניטור באזורי חקלאות
75	תוכנית לניטור בתי גידול לחים
<b>נספחים</b>	
79	נספח 1 - חלוקת הארץ על פי תוכנית הניטור
80	נספח 2 - וועדת השיפוט של תוכנית הניטור
80-81	נספח 3 - אינטגרציה בין אזורי הניטור השונים
82-93	נספח 4 - סקר צומח בדרום- פרויקט פיילוט
94-127	נספח 5 - סקר ספרות בנושא ניטור בע"ח ביער
128	נספח 6 - רשימת קריטריונים לבחירת אינדיקטורים לניטור
129-132	נספח 7 - מודל תהליכי של מערכת ממודברת
133	נספח 8 - מפת שטחי חקלאות בישראל פריסת גידולים





# חלק א' - שלב קונספטואלי

ספטמבר 2009 - דצמבר 2010



אירוס הביצות צילם: דידי קפלן

## תכנית לאומית לניטור המגוון הביולוגי - עקרונות פעולה

**לחברי צוותי הניטור, מנהלת המארג וכל מי שלקח חלק בתהליך עיצוב תוכנית הניטור למגוון ביולוגי בישראל.**

המארג הוא תאגיד של גופים ממלכתיים העוסקים בניהול שטחים פתוחים - רט"ג, קק"ל, המשרד להגנת הסביבה וחוקרים מהאקדמיה ומכוני מחקר. המארג פועל בעזרת מימון הגופים השותפים ופועל בחסות האקדמיה הלאומית למדעים. מטרת העל של המארג היא לקדם ולסייע בניהול של משאבי הטבע בישראל. המארג לקח על עצמו, בין היתר, לגבש תוכנית לאומית לניטור המגוון הביולוגי בישראל, הקשורה, בין השאר, לתוכנית הלאומית למגוון הביולוגי בישראל שהכין המשרד להגנת הסביבה. המארג מקווה שבשלב השני לפעולתו (החל מ-2011) הוא יוכל גם ליישם את התכנית המתגבשת שגובשה ועיקריה מוצגים להלן.

לאחר תהליך ארוך שבמהלכו נלמד לעומקו נושא הניטור מהנעשה בארצות אחרות בעולם ומהספרות המדעית (ראה חוברת של רייזמן-ברמן, 2010), הוחלט בספטמבר 2009 על ידי מנהלת המארג כי תוכנית הניטור הלאומית תגובש בהתאם למתווה הבא:

1. מטרת הניטור היא: **"אומדן מצב הטבע בישראל כדי לזהות שינויים משמעותיים בעיקר כאלו המבטאים התדרדרות ופגיעה במגוון הביולוגי ותפקודו (כרמות שונות - מינים, אקוסיסטמות, נוף, גנטי) במטרה להציע דרכים לכלימתם";**

2. היפותזת העבודה היא: **"מצב הטבע בישראל הולך ומדרדר עם הזמן כתוצאה מתהליכי פיתוח ואורבניזציה מהירים, צמצום בתי גידול ושינויי אקלים";**

3. תוכנית הניטור המוצעת תדגיש את **מצב הטבע ולא את תוצאות פעולות ממשקיות אלו או אחרות;**

4. על הניטור להשתמש בכלים מדעיים חזקים ככל הניתן;

5. תוכנית הניטור צריכה להישען על **מודל קונספטואלי** מתאים לכל אזור/מערכת.

בהתאם למתווה הנ"ל הוחלט כי ישראל תחולק ל-12 יחידות אזוריות או מערכות אקולוגיות מרחביות כאשר לכל יחידה יוקם צוות מומחים ייעודי אשר יסייע בעיצוב תוכנית הניטור ביחידה/אזור מסוים (נספח 1, חלוקת הארץ לפי צוותי הניטור - מפה ראשונית).

### 12 הצוותים היו:

1. **בתות - עשבוניות ושיחניות:**  
דידי קפלן, אלון רייכמן, זלמן הנקין, דן מלקינסון (הראשון יו"ר הצוות)
2. **חורש ים תיכוני (בכל הארץ):**  
אבי פרבולוצקי, יוחאי כרמל, גידי נאמן, מנחם אדר, עמית דולב, ליאת הד.
3. **חולות מישור החוף (בכל הארץ):**  
יריב מליחי, פועה קותיאל, עמוס בוסקילה, גדי פולק
4. **אזור הספר הים תיכוני (דרום שפלת יהודה-צפון הנגב):**  
גייל אסם, אלי ארגמן, סלעית קרק, טל סבוראי

5. **הר הנגב: מדבר "מסולע":**  
אורי רמון, ברט בוקן, אסף צוער, יוסי שטיינברגר, אלי גרונר, יעל לובין

6. **חולות מדבריים פנימיים:**  
ירון זיו, אלי צעדי, אסף צוער, ארנון קרניאלי, מרגרט וולצ'אק, עמוס בוסקילה, זהבה סיגל, איתי רנן

7. **ערבה, נחלים גדולים, נגב מזרחי נמוך: ערבת שיטים + הרי אילת:**

בני שלמון, אורי שיינס, גיל בן נתן, דפנה כרמלי, רועי טלבי, שחר אלטרמן, אלי גרונר

8. **יער נטוע אורן (בכל הארץ):**  
ישראל טאובר, גיל אוסם, חנוך צורף, תמר דיין, אייל שוחט, מרסלו שטרנברג, ארנון קרניאלי

9. **יער נטוע ספר מדבר ("סונויציה"):**  
משה שחק, ברט בוקן, איציק משה, יהושע שקדי, שמוליק ארבל

10. **יער פארק אלון תבור:**  
דידי קפלן, ניר הר, עידו יצחקי, גידי נאמן.

11. **בתי גידול לחים:**  
ניסים קשת, אבי אוזן, אביטל גזית, אלון זסק, מנחם גורן, שריג גפני, ירון הרשקוביץ

12. **צוות שטחים חקלאיים -**  
יעל מנדליק, משה קול, דרור מינץ, עמית דולב, אורית סקוטלסקי, יעל לובין, ליאורה שאלתיאל, דותן רותם, אבי פרבולוצקי

סך הכל בפרויקט כולו לקחו חלק 60 מומחים הכוללים מדענים, אנשי מקצוע ואנשי שטח בתחומים שונים, חלקם מועסקים ע"י מוסדות ציבוריים ואקדמיים שונים וחלקם עצמאיים. כל חברי הצוותים עשו זאת בהתנדבות מלאה, מתוך רצון לקחת חלק בפרויקט חשוב זה. כמעט ולא היו אנשי מדע או מקצוע אליהם פנינו ואשר סרבו לקחת חלק במאמץ.

### חלוקת המשתתפים בצוותי הניטור-שיוך לפי מוסדות:

10	רט"ג
4	קק"ל
3	החברה להגנת הטבע
1	המשרד להגנת הסביבה
7	וולקני / משרד החקלאות
3	אוני' העברית
4	אוני' חיפה
2	אוני' בר-אילן
6	אוני' תל-אביב
11	אוני' בן-גוריון
9	אחרים / עצמאיים

כל צוות נפגש פעמיים-שלוש למשך כ-4 שעות בכל מפגש. במהלך

בשיקולים מדעיים-מקצועיים, כלכליים, טכניים ולוגיסטיים, הן ברמה האזורית/מערכתית והן ברמה הכלל ארצית.

וועדת השיפוט השתדלה לא להתערב בשיקולים המדעיים של חברי הצוות אבל נדרשה מדי פעם לדיון מחודש בעיקר כי לא כל הצוותים כיסו את כל התחומים או שברבים הייתה חסרה מומחיות מסוימת. הועדה גם הפעילה שיקולים מעשיים (ארגון ועלויות) שהצוותים לא נדרשו להם.

## פיילוט:

במקביל לעבודת 12 הצוותים ולסדנאות הניטור, הוחלט לקדם מספר פרויקטים מייצגים אשר יורצו כפיילוט מקדים לתוכנית הניטור כולה. מטרת פרויקטי הפיילוט היא לבחון את הכלים והשיטות בעזרתן הומלץ לנטר משתנים עיקריים לניטור ע"י רוב צוותי המומחים, תוך בחינת עלויות ונושאי ארגון, על מנת להבין את סדרי הגודל של העבודה ולנסות לאתר קשיים ובעיות לפני בניית התוכנית הסופית. הפיילוט - כפי שהוגדר, כלל 5 פרויקטים בסדרי גודל משתנים ובמגוון נושאים:

1. ניטור תהליכים אקולוגיים משמעותיים במערכת - שימוש בכלי חישה מרחוק
2. ניטור צומח - שימוש בשיטות ניטור קלאסיות קרקעיות
3. ניטור יונקים - עבודת שדה + סקירת ספרות
4. ניטור עופות
5. מיפוי מערכות אקולוגיות / אזורים תוך ציון תתי האזורים הרגישים בהם לתהליכים ספציפיים או כללים, ולאיומים כאלו ואחרים.

## הפרויקטים שנבחרו לביצוע:

1. **פיילוט לניטור תהליכים מרכזיים במערכות -**  
ניטור שינויים בתפרוסת הקרומים הביולוגיים באזור חולות צפון-מערב הנגב. ההצעה ניתנה ע"י פרופ' ארגון קרניאלי, המכונים לחקר המדבר, אוניברסיטת בן גוריון
2. **פיילוט לניטור צומח -**  
ניטור צומח חד-שנתי בנגב הצחיח והרחוק (בעקבות השיטפונות הנדירים שהיו השנה) הפרויקט בוצע ע"י דפנה כרמלי ודודי ריבנר, בוטנאים תושבי הערבה. תוצאות הסקר מובאות כאן בנספח מספר 4
3. **פיילוט לניטור יונקים -**  
בניית מסלולי ניטור המתאימים לניטור יונקים (ועופות) בחורש הים-תיכוני. ההצעה ניתנה ע"י עמית דולב, מנהל מרכז יונקים של החברה להגנת הטבע.
  - נבחרו 10 אזורי חורש המייצגים את גושי החורש העיקריים בארץ. ליד כל אחד מהם נבחרו 2 ישובים (20 אתרי ניטור). ליד כל ישוב יש למקם 3 חתכים המייצגים גרדיאנט מתרחק מהישוב (60 חתכי ניטור)
  - בכל חתך כזה ינטרו יונקים גדולים על פי סימני פעילות (גללים, עקבות וסימני פעילות נוספים)
  - יבוצע מיפוי של כל חתך בעזרת GPS (התחלה וסוף) וכמו כן יסומנו מספר נקודות לאורך החתך בסימון לטווח ארוך.
  - טפסי מעקב ליונקים - יוכנו טפסי מעקב עבור תכנית הניטור המותאמים לעבודה עם מחשב כפי יד לדיגום יונקים.

המפגשים התבקשו חברי הצוותים להגדיר שלוש נקודות עיקריות לאור המטרות של תוכנית הניטור (ראה לעיל):

1. הגדרת האזור/המערכת האקולוגית שבאחריות הצוות, תוך הצגת גבולות פיזיים/אזוריים גיאוגרפיים מוגדרים בהם קיימת מערכת כזו ומאפיינייה האקולוגיים העיקריים.
2. גיבוש רשימת איומים/תהליכים מרכזיים המתרחשים באזור/מערכת שלהם, המשפיעים על המגוון הביולוגי והתפקוד של המערכת באזור הנדון ואשר חשובים לניטור ולמעקב ארוך טווח. כמו כן, היה על חברי הצוות לדרג את האיומים/תהליכים הללו לפי סדר חשיבותם על מנת לקבל תמונה טובה יותר על מצב המערכת.
3. גיבוש רשימת אינדיקטורים לניטור עבור כל אחד מהאיומים/תהליכים הנ"ל. אינדיקטורים אלו יוכלו לספר לנו בצורה אמינה ומדויקת, מבלי לנטר משתנים רבים מידי, מה קצב ההתקדמות של תהליך מסוים, או מה מצב תפקוד ובריאות המערכת האקולוגית (מיני ותהליכי מפתח) לאור איומים מסוימים המתרחש בה.
4. כמו כן התבקש הצוות להמליץ על מתודולוגיות מועדפות לביצוע בפועל של ניטור אינדיקטורים שהוגדרו כעיקריים במערכת.

השלב השלישי בבניית התוכנית היה הבאת המלצות הניטור של 12 הצוותים לוועדת שיפוט מקצועית שהורכבה מנציגות ראשי הצוותים, מנהלת המארג ומדענים ומומחים נוספים [ראה נספח 2]. במהלך יומיים שלמים של סדנא למדו חברי הוועדה לעומק את המלצות הצוותים ולאחר מכן שפטו את התוכנית בארבעה שלבי עבודה שונים:

**שלב א':** הוועדה דנה ואישרה [או שינתה] את הגדרות המערכת/אזורים שהוגדרו ע"י הצוותים השונים.

**שלב ב':** הוועדה בחרה מתוך רשימת האיומים/תהליכים שהומלצו ע"י הצוותים על 4 איומים/תהליכים בלבד לניטור בפועל.

**שלב ג':** הובאו לשיפוט האינדיקטורים השונים שהוצעו ע"י הצוותים, ונבחרה רשימת אינדיקטורים סופית עבור כל איום/תהליך מתוך ה-4 העיקריים.

**כמו כן** נטלה על עצמה וועדת השיפוט את משימת האיחוד והאינטגרציה של תוצרי 12 הצוותים שנדונו לכדי תמונה אינטגרטיבית של ניטור המגוון שיתבצע בישראל כולה. הוועדה בדקה האם ישנם איומים/תהליכים המנוטרים במספר רב של מערכות ואזורים והחליטה האם יש להוסיף את ניטור התהליכים/האיומים הללו גם באזורים/מערכות נוספים בהם לא הוחלט לנטר אותם וזאת כדי לקבל תמונה ארצית של הנושא. בכך בעצם הוסיפה וועדת השיפוט על המלצות הניטור המקוריות כדי לתת פן ארצי לניטור תהליכים מסוימים. כמו כן הוועדה נתנה פרספקטיבה כוללת של ניטור אינדיקטורים בכל הצוותים והוחלט להוסיף אינדיקטורים מסוימים לצוותים בהם הוחלט בתחילה שאין צורך לנטרם רק על מנת שתתקבל תמונה ארצית לגבי אותו אינדיקטור. המלצות הניטור שהתקבלו בתהליך האינטגרציה שנעשה לכל 12 האזורים/מערכות [ראו נספח 3]. המלצות אלו הוטמעו, בסופו של תהליך, בהמלצות הניטור של כל צוות וצוות, כדי לתת להם ביטוי ברמה האזורית.

למעשה הוגדר בסדנא זו בסיס הפעולה של תכנית הניטור הלאומית בשלבה ראשון (השנים הקרובות) תוך התחשבות

#### 4. פיילוט לניטור עופות -

בחינת שיטות הניטור הטובות ביותר לאור המלצות הצוותים השונים. צוות צפרים מצומצם שיכלול בשלב זה את מנחם אדר ואייל שוחט ייתן הצעת מחיר עבור יום עבודה אחד (אם בשדה או כישיבת עבודה ארוכה) בה נעבור על המלצות הניטור של הצוותים השונים (כולל אלו שהמליצו על ניטור עופות ולא נכח בהם צפר מקצועי), ונגבש שיטת עבודה אחידה שתתאים לכל האזורים השונים, ולכל הצרכים שהצוותים בקשו לענות עליהם. יום שדה אחד בוצע לבחינת שיטות הניטור של עופות בחורש - ע"י אייל שוחט.

#### 5. סקר ספרות מקיף על שיטות וכלים לניטור בע"ח ביער -

בחינת השיטות הטובות ביותר לניטור בע"ח ביער מתוך הנעשה בתוכניות ניטור שונות בעולם. עבודה מקיפה זו שנעשתה ע"י Paivi Vaanen סטודנטית ליערנות מפינלנד תשמש עבורנו בבחירת שיטות לניטור קבוצות ספציפיות שהומלצו לניטור במערכת היער המחטני הנטוע. מצורף כאן כנספח מספר 5.



אירוס גלבע לבקן צילם: עומרי גולמן

**המלצות 12 צוותי הניטור שניתנו ע"י צוותי המומחים,  
ו-12 תוכניות הניטור שנקבעו ע"י וועדת השיפוט לניטור בפועל:**

1. בתות שיחניות ועשבוניות
2. חורש ים תיכוני
3. יער פארק אלון התבור
4. יער מחטני נטוע
5. חולות מישור החוף
6. אזור הספר הים תיכוני
7. הר הנגב
8. חולות מדבריים פנימיים
9. אזורי סוואניזציה
10. דרום צחיח
11. מערכות הקלאיות
12. בתי גידול לחים

## 1. המלצות לניטור צוות בתות - עשבוניות ושיחניות בצפון הארץ

### אינמים/תהליכים המתרחשים במערכת בתות עשבוניות ושיחניות על פי חשיבותם:

1. **השפעת שטחי חקלאות ופסולת חקלאית אורגנית** (פגרי בע"ח ומוצרי חקלאות) על שטחים פתוחים סמוכים. סדר החשיבות נקבע על פי סדרי הגודל של השטחים החקלאיים השונים ומידת השפעתם על שטחים פתוחים - חקלאות מגודרת (מטעים) >> חקלאות מחופה
2. **גידור** על פי חלוקה לשתי קטגוריות -
  - א. גדר אוסטרלית, גדרות מיגון, גדרות מטעים
  - ב. גדר בקר 5 חוטים (גדר בקר 4 חוטים, כאשר חוט תחתון בגובה 40 ס"מ, איננה נחשבת לעניינו כאיום)
3. **רעית יתר** - מעל כושר הנשיאה החקלאי המקובל
4. **השפעת תשתיות** על פי חלוקה לשתי קטגוריות -
  - א. תשתיות קוויות שיוצרות **קיטוע** (כגון כבישים סלולים)
  - ב. תשתיות קוויות שיוצרות **נגישות** לאדם (כבישי עפר בעיקר) בעקבות כך יש עליה ב: **צייד והרעלות, קטיף צמחי מאכל, ופעילות כלים צבאיים.**
5. **שריפות**
6. **סוקצסיה** - מעבר של שטחי בתה לכיוון יער פארק
7. **שנויי אקלים**

**צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית:** דידי קפלן, אלון רייכמן, דן מלקינסון, זלמן הנקין

### הגדרת המערכת - בתות:

- **בתה עשבונית** - מכלול הצומח העשבוני על קרקעות גיר ובזלת, ובו עצים בצפיפות שאינה עולה על 1 פרט לדונם.
- **בתה שיחנית** - מכלול הצומח על קרקעות גירניות, בו למעלה מ 30% כיסוי של בני שיח (יכול לכלול כתמי עצים כדוגמת שיזף השיח, צחנן מבאיש וכו'). ובו עצים בצפיפות שאינה עולה על 1 פרט לדונם.
- לא כולל שטחי גריגה

מאחר ולא מדובר רק באזור גיאוגרפי, אלא במערכת דינמית, בחינת ההגדרה ותפרוסת החלוקה תעשה אחת לעשה.

### הגדרת האזור:

גולן - גליל מזרחי - רמות יששכר- יבניאל - רמות מנשה

משתנים מרכזיים לניטור (אנדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת באזור המוגדר, לאור האיזונים / תהליכים לעיל:

התהליך / האיום	אינדיקטורים למצב הנוף	אינדיקטורים למגוון מינים
<p><b>השפעת חקלאות ופסולת חקלאית</b></p>	<p>1. רציפות, גודל וצורת השטחים הפתוחים אל מול שטחי החקלאות על פי החלוקה לסוגים השונים:                      חקלאות מחופה                      חקלאות פתוחה                      חקלאות מגודרת (מטעים)                      (או באופן כללי אם אי אפשר)                       שיטות:                      -חישא מרחוק אחת ל-x שנים</p> <p>2. מיפוי המזבלות ומוקדי הפסולת השונים ותיעוד הפסולת הנזרקת בהם</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• דגים</li> <li>• פסדים</li> <li>• פגרי בקר וצאן</li> <li>• פירות וירקות</li> </ul> <p>עדכון ותיעוד שינויים עיתיים-</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• יוזמות</li> <li>• שינויים במדיניות</li> <li>• חוקים ואכיפתם</li> </ul>	<p>ניטור השוואתי - של שטחי בתות הקרובים לשטחי חקלאות אינטנסיביים ופסולת חקלאית, לעומת שטחי בתות הרחוקים משמעותית מחקלאות ופסולת.</p> <p><b>מיקום חלקות הניטור המומלצות:</b>                      מרכז הגולן- בתה עשבונית על בזלת- רחוק מחקלאות מזרח-ודרום הגולן- בתה עשבונית על בזלת - קרוב לחקלאות                      גליל עליון- שטח אש -100 בתות על גיר - רחוק מחקלאות                      גליל עליון -ליד אילת השחר -בתות על גיר - קרוב לחקלאות                      כרי דשא- שטחי בתה בזלתיים רצופים ללא חקלאות עמיעד עכברה שטחי בתה גירניים רצופים ללא חקלאות רמות מנשה (נחל תנינים עליון)-                      נחל תבור- הר יבניאל</p> <p><b>שיטות-</b>                      חתכים מקוננים המשלבים גם דיגום של גרדיאנט מהחקלאות:                      0 מ' &gt;&gt; 50 מ' &gt;&gt; 100 מ' &gt;&gt; 200 מ' &gt;&gt; 800 מ' &gt;&gt; 1500 מ'</p> <p><b>משתנים לניטור-</b>  <u>צומח</u> חד שנתי ורב שנתי, ואיתור מינים מיוחדים מרשימה. <u>יונקים ועופות</u>- חתכי יום ולילה רגליים, מצלמות+ פתיונות ריח, וסימנים משניים.  <u>פרוקי רגליים</u>- קבוצות שונות של מאביקים ( מלכדות נפילה, ואז לכלול גם זוחלים בשיטה זו בלבד)</p>
<b>גידור</b>	<p>תאור ומעקב אחר המצב הפיזי של הגדרות - לפי החלוקה לשתי הקטגוריות על פי תיעוד / רישום מחקלאים ופקחים</p>	<p><b>מיקום חלקות הניטור משתנים לניטור</b>                      השוואה בין אזורים עתירי גידור ודלי גידור <u>יונקים גדולים</u> - רישום מינים, מספרים, קבוצות, גילאים. חתכי יום ולילה, מצלמות +פתיונות ריח, סימנים משניים</p>
<b>רעיית יתר</b>	<p>מיפוי מרחבי של חלקות תחת רעיה כזו אחת ל -5 שנים,                       איסוף נתוני הרעיה (מספר בע"ח, עונות, האבסה) מידי שנה</p>	<p>ניטור השוואתי של שטחי בתה שונים הנמצאים תחת לחצי רעיה שונים.                      מיקום חלקות הניטור-                      באותם אזורים בהם ננטר השפעת חקלאות ננטר את השפעת רעיית היתר, מאחר והשטחים שנבחרו לניטור השפעת חקלאות נמצאים תחת לחצי רעיה שונים. בנוסף אפשר לבחור חלקות נוספות לניטור ללא רעיה כלל (מהוות 10% משטחי השמורות) למשל בשמורת יהודיה, מזרח רכס בשנית ודרום מיצר.                      משתנים לניטור-  <u>צומח עשבוני</u> - חתכי צומח+ איתור מינים מיוחדים *  <u>פעילות חולדים</u> -צפיפות תלוליות  <u>נברנים</u> - צפיפות מחילות</p>

<p>ניטור השוואתי בין שתי חטיבות: שטחי בתה הנמצאים בלב אזור מופרע ע"י תשתיות קוויות היוצרות קיטוע בבית הגידול, לעומת שטחי בתה שכמעט ולא מופרעים ע"י קיטוע של תשתיות קוויות: <b>מיקום חלקות הניטור</b> אזור צומת תות - אליקים - בת שלמה - מקוטע ע"י תשתיות אזור עין השופט - דליה - רמות מנשה - פחות מקוטע ואו כרי דשא - שטחי בתה בזלתיים רצופים ללא תשתיות עמיעד עכברה החלק דרום מזרחי - שטחי בתה גירניים - מקוטעים ע"י תשתיות עמיעד עכברה חלק צפון מערבי - פחות מקוטע ע"י תשתיות <b>משתנים לניטור</b> ניטור יונקים - חתכי יום ולילה, מצלמות + פתיונות ריח</p>	<p><b>תשתיות שיוצרות קיטוע</b></p>	<p><b>תשתיות</b></p>
<p>ניטור השוואתי בין שתי חטיבות: <b>מיקום חלקות הניטור</b> דרום הגולן - אזור עם הרבה שבילי עפר בעל נגישות גבוהה שטח אש -120 כמעט ואין דרכי עפר - בעל גישה נמוכה <b>משתנים לניטור</b> <u>ניטור צבאים</u> - הערכת גודל האוכלוסייה (ספירה) <u>ניטור דורכנים</u> - הדורכנים מאד מושפעים מציד ולכן יש חשיבות בניטור שלהם. <u>ניטור חזירים</u>- <u>ניטור ארנבות</u>-מחתיכים בגולן נראה שאוכלוסיית הארנבות ירדה משמעותית בחלק מהאזורים. יתכן עקב ריבוי טורפים. ולכן כדאי להסתכל על מצב אוכלוסייתם כחלק מאיסוף הנתונים על יונקים ליליים (חתכים) <u>ניטור חוחיות</u> - <u>ניטור חוגלות</u> - <u>ניטור דורסים</u> - עקב עייטי, בז אדום, ונשרים <u>ניטור צומח</u> - חתכי צומח + איתור מינים מיוחדים: עכובית, אזוב, כלך, פטריות, עולש</p>	<p>תשתיות שיוצרות נגישות לאדם ומעודדות - צייד, קטיף צמחי מאכל הרעלות ופעילות צבאית:</p>	<p><b>תשתיות</b></p>
<p>ניטור השוואתי <b>מיקום חלקות הניטור</b> שטח של 100 דונם לפחות שנשרף מעל פעמיים בעשור האחרון בהשוואה לשטח שלידו שלא נשרף. <b>משתנים לניטור</b> ניטור צומח- חתכי צומח + מינים מיוחדים * ניטור נברנים- ספירת מחילות ניטור זוחלים</p>	<p>תיעוד כל השרפות הגדולות (מעל 1000 דונם) מיפוי השריפות ומבנה הצומח ע"י חישה מרחוק ראה סוקצסיה- זה חופף</p>	<p><b>שריפות</b></p>
<p></p>	<p>% כיסוי מעוצים סטרטיגרפיה (חלוקה לפוליגונים וכיסוי בכ"א) חישה מרחוק, אחת ל x שנים</p>	<p><b>סוקצסיה</b></p>
<p><u>ניטור מדדים א-ביוטיים</u> - לבדוק את פריסת התחנות המטאורולוגיות שמודדות טמפ' וגשם באזור אולי יש להוסיף. - זה ניטור לטווח ארוך מאוד</p>	<p></p>	<p><b>שינויי אקלים</b></p>

**איתור מינים מיוחדים** \* - נדירים / יחודיים / מינים שזהו קצה גבול תפוצה שלהם/ מיני דגל - תבנה רשימה של אותם צמחים ובכל ניטור צומח בחתכים יעשה ניטור ייעודי של הצמחים המיוחדים שברשימה.

מיקומים אפשריים לתחנות ניטור במערכת בתות צפוניות		האיום/ תהליך
<p>חלקות נקיות מרעיה - להשוואה</p> <p><b>תחנה 9:</b> שמורת יהודיה</p> <p><b>תחנה 10:</b> מזרח רכס בשנית</p> <p><b>תחנה 11:</b> דרום מיצר</p>	<p>בתה עשבונית על בזלת-</p> <p><b>תחנה 1:</b> מרכז הגולן- רחוק מגושי חקלאות</p> <p><b>תחנה 2:</b> מזרח - ודרום הגולן- קרוב לחקלאות</p> <p>בתות על גיר- (אפשרויות)</p> <p><b>תחנה 3:</b> גליל עליון- שטח אש -100- רחוק מגושי חקלאות</p> <p><b>תחנה 4:</b> גליל עליון-ליד אילת השחר -בתות על גיר - קרוב בנוסף - (אפשר לבחור רק חלק, זו רשימת אפשרויות)</p> <p><b>תחנה 5:</b> כרי דשא- שטחי בתה בזלתיים רצופים ללא חקלאות</p> <p><b>תחנה 6:</b> עמידע עכברה שטחי בתה גירניים רצופים ללא חקלאות</p> <p><b>תחנה 7:</b> רמות מנשה (נחל תנינים עליון)-</p> <p><b>תחנה 8:</b> נחל תבור- הר יבניאל-</p>	<p><b>חקלאות</b></p> <p><b>רעיית יתר</b></p>
	יש לבחור תחנות מהנ"ל שהן עתירות גידור לעומת כאלה שיש בהן פחות שטח מגודר ולהשוות	
	<p><b>תחנה 12:</b> מקוטע ע"י תשתיות -אזור צומת תות- אליקים- בת שלמה</p> <p><b>תחנה 13:</b> פחות מקוטע -אזור עין השופט - דליה- רמות מנשה</p>	<b>תשתיות קיטוע</b>
	<p><b>תחנה 2:</b> דרום הגולן- אזור עם הרבה שבילי עפר- בעל נגישות גבוהה</p> <p><b>תחנה 14:</b> שטח אש -120 כמעט ואין דרכי עפר- בעל גישה נמוכה</p>	<b>תשתיות נגישות</b>
	ניטור בחלק מהתחנות הנ"ל, ולידן ניטור נקודות שנשפרו מעל פעמיים בעשור האחרון, שריפה של מעל 100 דונם.	<b>שריפות</b>

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי באזורי בתות - עשבוניות ושיחניות באזור הים תיכוני

### הגדרת המערכת לניטור:

**בתה עשבונית** (steppe, grassland) - מכלול הצומח העשבוני על קרקעות גיר ובזלת, ובו עצים בצפיפות שאינה עולה על 1 פרט לדונם.

**בתה שיחנית** (batha, dwarf shrubland) - מכלול הצומח על קרקעות גירניות, בו למעלה מ-30% כיסוי של בני שיח (יכול לכלול כתמי עצים/שיחים כדוגמת שיזף השיח, צחנן מבאיש וכו'). ובו עצים בצפיפות שאינה עולה על 1 פרט לדונם.

● לא כולל שטחי גריגה

● **הגדרת האזורים:**

- גולן

- גליל מזרחי

- רמות יששכר

- יבניאל

- רמות מנשה

- הר כפירה

- כפר אוריה

- מודיעין שילת

### איומים/תהליכים המתרחשים במערכת בתות

#### עשבוניות ושיחניות שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

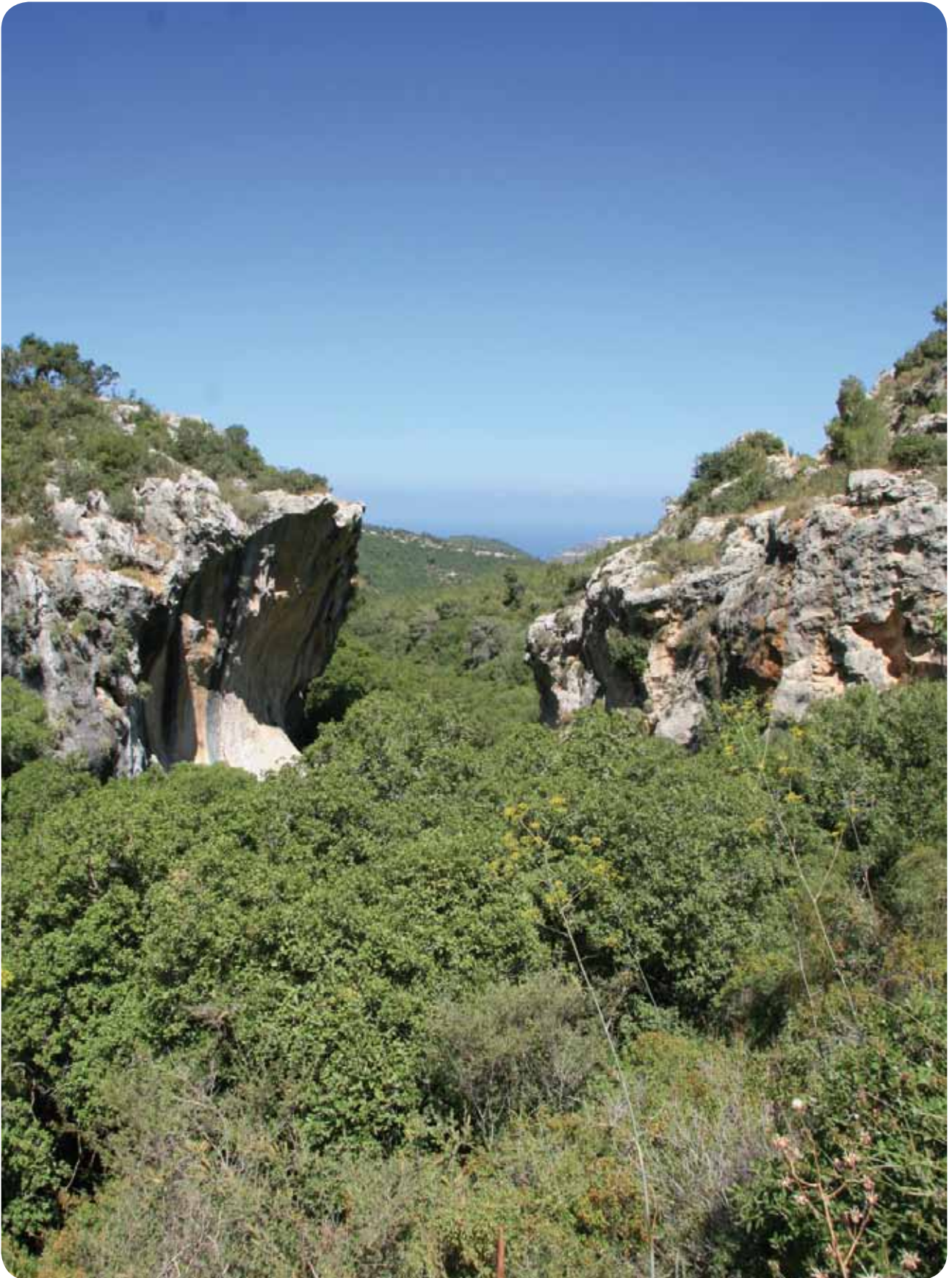
1. **השפעת שטחי חקלאות ופסולת חקלאית אורגנית** (פגרי בע"ח ומוצרי חקלאות) על שטחים פתוחים סמוכים. סדר החשיבות נקבע על פי סדרי הגודל של השטחים החקלאיים השונים ומידת השפעתם על שטחים פתוחים - חקלאות פתוחה (גד"ש) >> חקלאות מגודרת (מטעים) >> חקלאות מחופה
2. **גידור (מטעים ורעיה) וקיטוע (כבישים סלולים)**
3. **רעיה**
4. **סוקצסיה** - מעבר של שטחי בתה לכיוון יער פארק
5. **מיפוי שרפות** - לדו"ח מצב הטבע

### משתנים מרכזיים לניטור (אנדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:

אינדקטורים	איומים / תהליכים
<p><b>ניטור השוואתי</b></p> <p>באזורים עתירי פעילות חקלאית לעומת אזורים נקיים מפעילות חקלאית</p> <p>1. ניטור מינים מתפרצים (תנים, עורבים, חזירים)</p> <p>2. ניטור מינים הסובלים מהרעלות - נשרים (נעשה ע"י רט"ג)</p> <p>מיקומים אפשריים לתחנות הניטור:</p> <p>- מרכז הגולן - בתה עשבונית על בזלת - רחוק מחקלאות</p> <p>- מזרח - ודרום הגולן - בתה עשבונית על בזלת - קרוב לחקלאות</p> <p>- גליל עליון - שטח אש 100 - בתות על גיר - רחוק מחקלאות</p> <p>- גליל עליון - ליד אילת השחר - בתות על גיר - קרוב לחקלאות</p> <p>- כרי דשא - שטחי בתה בזלתיים רצופים ללא חקלאות</p> <p>- עמיעד עכברה - שטחי בתה גירניים רצופים ללא חקלאות</p> <p>- רמות מנשה (נחל תנינים עליון)</p> <p>- נחל תבור - הר יבניאל</p>	<p><b>חקלאות ופסולת חקלאית</b></p>
<p>חומר רקע - על בסיס מיפוי תכסית של מפ"י נבצע:</p> <p><b>ניטור השוואתי</b> - בין אזורים עתירי כבישים וגידור לאזורים עם פחות כבישים וגידור של:</p> <p>1. יונקים גדולים</p> <p>2. תבנית נוף של צומח מעוצה</p>	<p><b>גידור (מטעים ורעיה) קיטוע (כבישים סלולים)</b></p>
<p>חומר רקע - איסוף נתוני רעיה ומיפוי אזורים אחת לשנה</p> <p><b>ניטור השוואתי</b> - בין שני אזורים בתה עם עוצמות רעיה שונות של:</p> <p>1. כיסוי צומח מעוצה + איתור מינים סמנים (קוצים, רודרליים)</p> <p>2. פעילות חולדים - צפיפות תולדות</p> <p>3. נברנים - צפיפות מחילות</p>	<p><b>רעיה</b></p>
<p>ניטור % כיסוי מעוצים אחת ל- 5 שנים</p>	<p><b>סוקצסיה</b></p>

## מערך הניטור

10 תחנות לניטור בתות עשבוניות ושיחניות	האיום/ תהליך
<p>בתה עשבונית על בזלת -                      תחנה 1: מרכז הגולן- רחוק מגושי חקלאות עם רעיה                      תחנה 2: מזרח - ודרום הגולן - קרוב לחקלאות  <u>בתות על גיר - (אפשרויות)</u>                      תחנה 3: גליל עליון - שטח אש -100- רחוק מגושי חקלאות עם רעיה                      תחנה 4: גליל עליון - ליד אילת השחר - בתות על גיר - קרוב לחקלאות  <u>חלקות נקיות מרעיה - להשוואה</u>                      תחנה 5: שמורת יהודיה                      תחנה 6: מזרח רכס בשנית                      תחנה 7: דרום מיצר                      אפשרויות נוספות לתחנות - במקום הנ"ל:                      כרי דשא - שטחי בתה בזלתיים רצופים ללא חקלאות                      עמיעד עכברה שטחי בתה גירניים רצופים ללא חקלאות                      רמות מנשה (נחל תנינים עליון) -                      נחל תבור - הר יבניאל-</p>	<b>חקלאות</b>
	<b>רעיית יתר</b>
<p>תחנה 8: בתה שיחנית - מקוטע ע"י תשתיות / גידור -אזור צומת תות- אליקים- בת שלמה                      תחנה 9: בתה שיחנית - פחות מקוטע - אזור עין השופט - דליה- רמות מנשה                      תחנה 2: בתה עשבונית- דרום הגולן - אזור עם הרבה שבילי עפר- בעל נגישות גבוהה                      תחנה 10: בתה עשבונית - שטח אש -120 כמעט ואין דרכי עפר- בעל גישה נמוכה</p>	<b>קיטוע / גידור</b>
	<b>סוקצסיה</b>



נחל כלח צילם: דותן רותם

## 2. המלצות לניטור צוות חורש ים תיכוני

6. שריפות
7. דחיקה / הכחדה של מינים (ביולוגיה של מינים מרכזיים)
8. מאפיינים ביולוגיים חשובים: בעיות האבקה, דינמיקת רבייה

### קבוצות טקסונומיות שנבחרו לניטור במערכת חורש ים תיכוני על פי סדר חשיבות (לפי ציונים משוקללים):

1. מעוצים  
=====
2. עופות
3. פרפרים
4. יונקים גדולים  
=====
5. עשבוניים
6. זוחלים
7. עטלפים
8. יונקים קטנים  
=====
9. שבלולים
10. חיפושיות
11. עכבישים
12. פטריות

צוות המומחים שיעץ בבניית התוכנית: אבי פרבולוצקי, גידי נאמן, ליאת הדר, עמית דולב, מנחם אדר, יוחאי כרמל

### הגדרת המערכת - חורש ים תיכוני:

מכלול הצומח המעוצה הגדל באזור ים תיכוני וזאת בתנאי שבכל דונם יש לפחות 10 עצים ים תיכוניים. בהגדרת חורש ים תיכוני יכללו שטחי גריגה אבל לא יכללו בתות ספר ושטחי בתה רצופים.

### הגדרת האזורים:

- גליל עליון
- גליל מערבי
- כרמל
- שפלת / הרי יהודה

### איומים / תהליכים המתרחשים במערכת חורש ים תיכוני על פי סדר חשיבותם:

1. תהליכי סוקצסיה (סגירה של החורש)
2. פלישת אורנים לשטח טבעי
3. השפעת ישובים / שטחים חקלאיים
4. מאפייני דמוגרפיה: גיוס / תמותה של פרטים של מין קיים/נבחר + התייבשות (שינויי אקלים)
5. רעיה / כריתה (ממשק מסורתי)

### משתתפים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:

אינדיקטורים למגוון מינים	אינדיקטורים למצב הנוף	
<p><b>ניטור מעוצים</b>                      הרכב (יתבצע ב-5 תחנות מהרשימה **)                      presence / absence (יתבצע ב-5 תחנות מהרשימה **)                      בחתכים של 50 מ' בדונם</p> <p>-----</p> <p>בהמשך לניטור השפעת הרעייה על המגוון הנופי יש ליזום גם מחקר מלווה ניטור על הבדלים במגוון מינים בין שטחי רעיה לטווח ארוך ושטחים ללא רעייה זמן רב [המדגמים ללימוד השפעת הרעייה על הנוף]</p>	<p><b>% כיסוי מעוצים מול % שטחים פתוחים שיטות:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• יקבע מצילומי לוויין ברזולוציה של 10 מטר; שחור-לבן; לכל האזור הים תיכוני</li> <li>• יקבע אחת ל-3 שנים (ייתן לנו אינדיקציה טובה גם על מצב השריפות בחורש)</li> </ul> <p>-----</p> <p>תוספת לניטור הרעיה בלבד - נוסף מרשות המרעה את נתוני גודל עדרים נבחרים והאזורים המגודרים לרעייה יותר מ-01 שנים. על בסיס זה ניתן ללמוד מהדמיית הלוויין או מתצ"א, במחקר יעודי, על השפעתה הספציפית של הרעיה על נוף החורש [מחקר מלווה ניטור על מספר מדגמים].</p>	<p><b>סוקצסיה/ סגירה</b></p> <p><b>שריפות</b></p> <p><b>רעיה / כריתה</b></p>

<p>שתי אסטרטגיות משלימות לניטור הזה:</p> <p>1. ניטור אורנים בוגרים מגובה 1 מ' ומעלה בחלקות בהן ידוע שיש חורש נקי (או כמעט נקי). הדיגום יתקיים בחלק מ- 400 החלקות בהן אפרת שפר עבדה והיו נקיות מאורנים (66%), ועבודתה תהווה base line לחלק זה של הניטור תוך השוואה בין שני פרמטרים</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>עם רעיה ובלי רעיה</li> <li>חלקות על רנדזניה לעומת טרה רוסה.</li> <li>בשיטת presence / absence</li> </ul> <p>2. ניטור מפורט ב-5 תחנות בלבד מתוך רשימת התחנות שהגדרנו** ננטר אורנים צעירים(מגובה מטר), מתבגרים ובוגרים כולל מיקום שלהם בשטח (שימוש ב-GPS)</p>	<p>לפי יוחאי לא ניתן לנטר פלישת אורנים כרגע בחישה מרחוק, יש לבצע פיילוט שיאפשר בידול בניתוח התמונה של אורנים מעצים אחרים בשטח.</p>	<p><b>פלישת אורנים</b></p>
<p>בניטור המצב הדמוגרפי בחורש ננטר גיוס אלונים / אורנים (צפיפות זרעים) באותם חלקות בהם ננטר פלישת אורנים (אסטרטגיה 2) ואת שאר המשתנים. ניטור מעוצים יבשים - נעקוב אחר תופעת ההתייבשות של אלונים ומינים אחרים באותן חלקות ננטר פלישת אורנים ואת שאר המשתנים.</p>	<p>-----</p>	<p><b>דמוגרפיה גיוס / תמותה</b>  <b>התייבשות</b></p>
<p>ננטר עופות , יונקים גדולים ומיני צומח פולשים</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>לאורך חתכים מגדר הישוב החקלאי - כפרי (אופייני לאזור) או מקצה השדה / מטע אל לב שטח חורש / גריגה לא מופר.</li> <li>החתך יצא מגבול הישוב (0) - יעבור במטע/שדה (כ- 200 מ') - יגיע אל החורש (2-1 ק"מ) ויחזור מעגלית אל הישוב. סך הכל 5 חתכים. יהיה אידיאלי אם לא רחוק יהיה גם יער נטוע והצפר / זואולוג יוכלו לעשות חתכים גם ביער באותו יום עבודה. בניתוח ניתן יהיה לחבר בין המערכות - חקלאות, טבע, יער והשפעות אדם.</li> <li>סך כל המסלול עד 3 קילומטר, כששיא המרחק מהישוב הוא כ-2 קילומטר.</li> <li><u>ניטור עופות</u> - מינים ודמוגרפיה [ע"פ קולות?]</li> <li>הניטור יתבצע באביב - בעונת הקינון; יש לוודא שעוצמת הניטור תהיה הומוגנית</li> <li><u>ניטור יונקים</u> - באותם חתכים [או במספר חתכים מאונכים לחתך המעגלי] ע"פ סימני פעילות, גללים, עקבות. אפשרות נוספת בעזרת מצלמה.</li> <li><u>ניטור מיני צומח פולשים</u> - באותם מסלולים</li> </ul>		<p><b>השפעת ישובים וחקלאות</b></p>
<ul style="list-style-type: none"> <li>ניטור מינים מיוחדים - תבנה רשימת מינים "מיוחדים" לחורש שמצבם לא מוגדר והם מהווים מינים מייצגים.</li> <li>הניטור יתבצע בשיטת דיגום מהיר, ובכמה תחנות ספציפיות בהן ידוע קיומם של המינים המיוחדים האלה. הצעה למינים המיוחדים:</li> <li>- זוחלים: לטאה ירוקה, צב יבשה</li> <li>- יונקים: נמנן עצים, פרסף גדול</li> <li>- עופות: חטפית אפורה, שיחנית גדולה</li> </ul>		<p><b>דחיקה/ הכחדה של מינים</b></p>

## מערך הניטור

### \*\* פריסת תחנות הניטור בחורש ים תיכוני

בתחנות אלה ינטרו את:

1. התקדמות תהליכי הסגירה של החורש
2. תהליך של פלישת אורנים אל חורש טבעי
3. תהליכי הדמוגרפיה הטבעיים העיקריים בחורש
4. תופעת ההתייבשות של עצים
5. מגוון מיני עשבוני ובע"ח אחרים שלא נכללו בפרוטוקול הני"ל [אם יוחלט]

1. הרי ירושלים (שורק)
2. עדולם [תחנה קיימת]
3. רמת הנדיב [תחנה קיימת]
4. הכרמל הצפוני או שיא הכרמל
5. מירון
6. גליל מערבי (חט"ל - עין יעקב)
7. הרי נפתלי
8. תבור (מייצג של גליל תחתון)
9. יער אודם
10. חרמון

### לניטור השפעת ישובים - פריסת ישובים בשטחי החורש - אפשרויות:

תחנת ניטור	ישוב סמוך 1	ישוב סמוך 2	ישוב סמוך 3	ישוב סמוך 4
הרי ירושלים - שורק	מחסיה	נחם	כיסלון	
עדולם	נחושה	צפרירים	גבעת ישעיהו	אדרת
רמת הנדיב	זיכרון יעקב	בינימינה	מעין צבי	
כרמל צפוני	בית אורן	עוספיה	חיפה	טירת כרמל
מירון	ספסופה	חורפיש	סאסא	כפר שמאי
גליל מערבי חט"ל	עין יעקב	יחיעם	מעונה	תרשיחא
הר תבור	שיבלי	דבוריה	נצרת - הר יונה	
הרי נפתלי	רמות נפתלי	יפתח	דישון	
יער אודם	בוקעתה	מסעדה	אודם	
חרמון	נווה אט"ב			

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי במערכת חורש ים תיכוני

3. דמוגרפיה: גיוס / תמותה של אלונים  
4. שינויי אקלים: התייכשות צמחים מעוצים בחורש

### המלצות למחקרים מלווי תוכנית ניטור:

1. ניטור השפעות שריפות: משריפה עכשווית לאורך שנים [LTER]  
2. ניטור השפעות רעיה: מחקר השוואתי של השפעת רעיה על אוכלוסיות בע"ח

### פריסת תחנות הניטור בחורש ים תיכוני:

1. הרי ירושלים
2. עדולם
3. רמת הנדיב
4. הכרמל הצפוני או שיא הכרמל
5. מירון
6. גליל מערבי (חט"ל - עין יעקב)
7. הרי נפתלי
8. תבור (מייצג של גליל תחתון)
9. יער אודם
10. חרמון

### הגדרת המערכת לניטור - חורש ים תיכוני:

מכלול הצומח המעוצה הגדל באזור ים תיכוני וזאת בתנאי שבכל דונם יש לפחות 10 עצים ים תיכוניים. בהגדרת חורש ים תיכוני יכללו שטחי גריגה אבל לא יכללו בתות ספר ושטחי בתה רצופים .

### הגדרת האזורים לניטור:

- גליל עליון
- גליל מערבי
- כרמל
- שפלת / הרי יהודה

### איומים/תהליכים המתרחשים במערכת חורש ים תיכוני שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

1. דינמיקה של צומח מעוצה:
  - א. היסגרות של החורש - סוקצסיה
  - ב. פלישת אורנים
2. השפעת ישובים וחקלאות סמוכה על שטחי חורש טבעי

משתתפים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:

תהליכים איומים	אינדיקטורים
דינמיקה של צומח מעוצה א. היסגרות החורש ב. פלישת אורנים	בכל אחת מ- 10 תחנות הניטור של החורש ננטר דינמיקה של צומח מעוצה: 1. % כיסוי מעוצים מול % כיסוי שטחים פתוחים (חישה מרחוק, אחת ל-5 שנים) 2. הרכב מעוצים כולל אורנים בוגרים מעל 1 מ' גובה עם ציון מיקום שלהם בשטח (GPS) 3. עופות 4. יונקים
ישובים וחקלאות	ניטור השוואתי - בכל אחד מ-10 אזורי הניטור של החורש יבחרו שני ישובים, מכל אחד יצא חתך מגבול הישוב אל עבר שטח החורש הטבעי. ננטר: 1. עופות 2. יונקים
דמוגרפיה	בכל אחת מ-10 תחנות הניטור של החורש ננטר דמוגרפיה: 1. גיוס אלונים / אורנים - צפיפות זריעים 2. ייצור אצטרובלים של אורנים
שינויי אקלים	בכל אחת מ-10 תחנות הניטור של החורש ננטר: 1. צפיפות צמחים מעוצים יבשים (אלונים ומיני חורש מעוצים אחרים)

## מערך הניטור

### לניטור השפעת ישובים - פריסת ישובים בשטחי החורש

תחנת ניטור	ישוב סמוך 1	ישוב סמוך 2
הרי ירושלים - שורק	רמת רזיאל	להשלים
עדולם	נחושה	גבעת ישעיהו
כרמל דרומי	זיכרון יעקב	להשלים
כרמל צפוני	דלית אל כרמל	להשלים
מירון	ספסופה	כפר שמאי
גליל מערבי	עין יעקב	יערה
הר תבור	שיבלי	להשלים
הרי נפתלי	מרגליות	יפתח
יער אודם	בוקעתה	להשלים
חרמון	נווה אט"ב	

**צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית:** גידי נאמן, ניר ה, עידו יצחקי, דידי קפלן

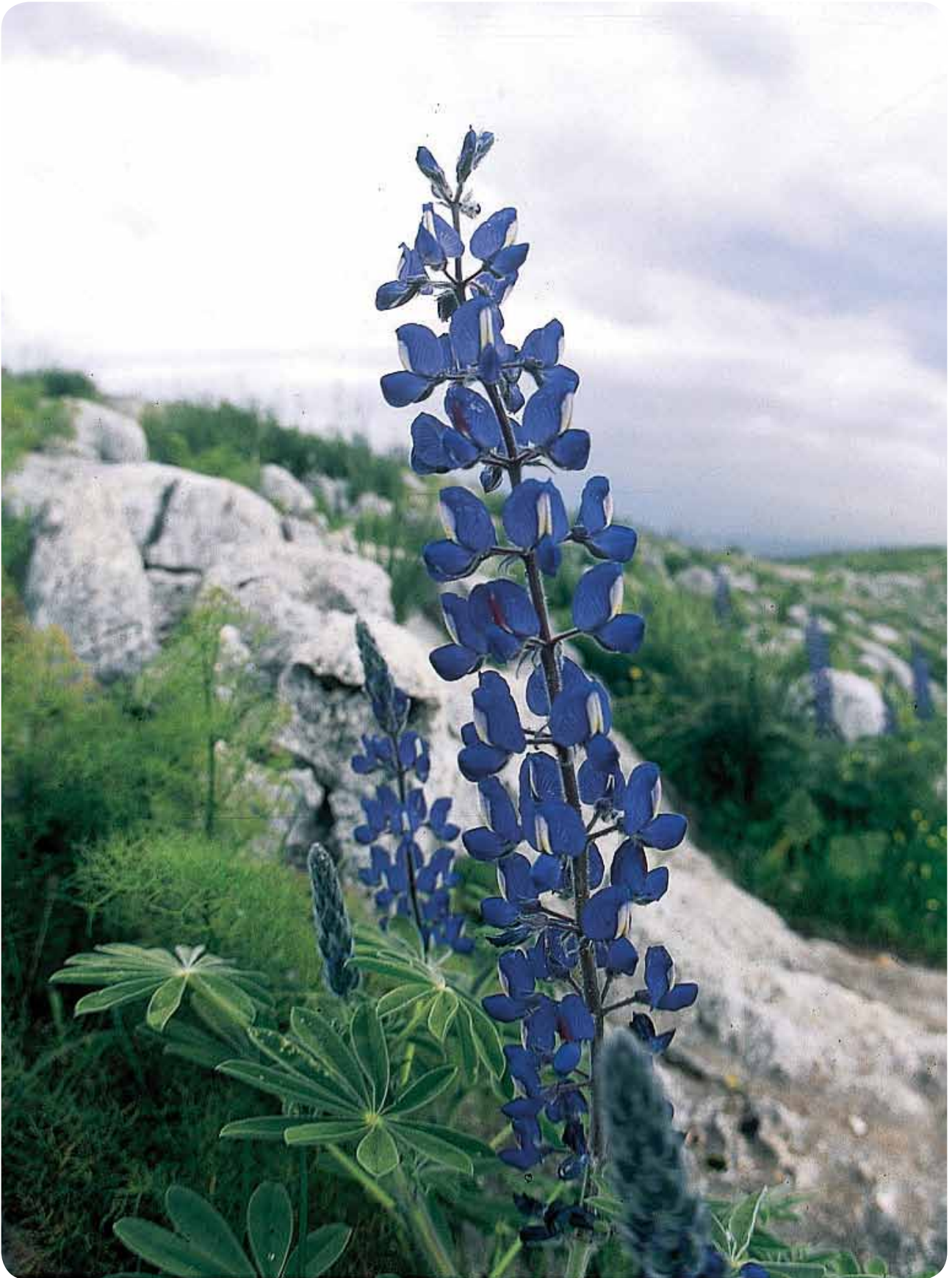
**הגדרת המערכת - יער פארק אלון התבור:** כוללת בתוכה יערות פארק ויערות צפופים יותר בהם אחוז כיסוי המעוצים עולה על 10%, ואלון התבור הוא העץ השליט.

**הגדרת האזורים בהם קיימת מערכת יער אלון התבור (נקי או כמעט נקי) -**

- **גולן** - מורדות נחל מיצר יער יהודיה מורדות הגולן הצפוניים - מנחל עורבים עד הבניאס
- **עמק החולה** - רמת הבניאס
- **גליל מזרחי** - הר תבור - יער בית קשת
- **גליל תחתון** - גבעות אלונים - שפרעם נחל עמוד-כחל
- **רמות מנשה** - הר חורשן - אלונה - גבעת עדה - גלעד

**האזורים המשמעותיים של מערכת אלון תבור אשר נבחרו לניטור על פי סדר חשיבות:**

1. גבעות אלונים - שפרעם
2. יער יהודיה
3. רמת מנשה
4. יער בית קשת



תורמוס ההרים צילם: דורון ניסים

### 3. המלצות לניטור צוות יער פארק אלון התבור

5. השפעת ישובים ופעילות חקלאית סמוכה  
6. שריפות

7. נגישות גבוהה ופעילות אדם

- א. נופש
- ב. פעילות מוטורית
- ג. רגלית
- ד. פסולת
- ה. רמיסה
- ו. איסוף צמחי מאכל

קבוצות טקסונומיות שנבחרו לניטור במערכת אלון תבור על פי  
סדר חשיבות:

- א. מעוצים
- ב. עשבונים
- ג. יונקים גדולים
- ד. עופות
- ה. פרפרים

אתרים של יער אלון התבור - אשר לא יכללו בתוכנית הניטור  
הזו:

- מורדות הרי נפתלי
- יער עין זיוון ורכס בשנית
- דרום ומזרח הכרמל, נחל חרובים- מוחרקה
- שרידי יער פארק בשרון

איומים / תהליכים המתרחשים במערכת יערות אלון  
תבור על פי סדר חשיבותם:

1. דמוגרפיה של א. התבור - גיוס / תמותה/ רבייה של אלוני תבור
2. רעה
3. שינויים בהרכב הצומח
- א. תהליכים סוקצסיוניים - סגירה של יער אלון תבור, התרבות של 5. מיני חורש
- ב. פלישת אורנים
4. שינויים פנולוגיים במערכת כולה: בעיקר של אלון התבור שינוי במועדי שלכת / פריחה / לבלוב/ רבייה וכן שינויים פנולוגיים של עשבונים.

משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד יער אלון תבור לאור התהליכים\איומים המתוארים לעיל:

תהליך\איום	משתנים לניטור
דמוגרפיה	<p><b>1. ייצור בלוטים</b>                      - ענף אומדן, על 15 עצים קבועים שיוסמנו בתחנות הניטור הקבועות בחלקות עם רעיה לעומת חלקות ללא רעיה (*רשימה בסוף).                      - ננטר מספר בלוטים פעמיים בשנה: פעם אחת על העץ - בסוף אוקטובר ופעם שניה על הקרקע - בסוף נובמבר, כך נמדוד את עוצמת טריפת הבלוטים (כאינדיקטור לפעילות בע"ח), באותם עצים קבועים.</p> <p><b>2. % אלוני התבור חי / מת + חלוקת האוכלוסיה ל- 5 גדלים:</b>                      - נבטים בני שנה                      - זריעים עד 15 ס"מ                      - בין 15 ס"מ ל - 1 מטר                      - בין 1 מטר - 3 מטר                      - מעל 3 מטר                      - הניטור יערך בתחנות הניטור הקבועות, עם רעיה ובלי רעיה. (* רשימה בסוף).</p>
רעיה (וגידור)  שינויים בהרכב הצומח	<p><b>1. ניטור יונקים ונברנים</b>                      - כמו בצוות הבתות (ראה מסמך בתות). בחלקות עם רעיה ובלי רעיה.</p> <p><b>2. % כיסוי והרכב של מעוצים ועשבוניים</b>                      - חישה מרחוק                      - הרכב מעוצים בשיטה: כמו שיקבע בחורש                      - הרכב עשבוניים בשיטה: כמו שיקבע לבתות ולחורש                      - הניטור יערך בתחנות הניטור הקבועות, עם רעיה ובלי רעיה. (*רשימה בסוף).</p> <p>-----  <b>לניטור שינויים בהרכב הצומח יש להוסיף:</b></p> <p><b>3. עופות</b>                      - בשיטה: כמו שיקבע לחורש                      - הניטור יערך בתחנות הניטור הקבועות, עם רעיה ובלי רעיה. (*רשימה בסוף).</p>
שינויים פנולוגיים במערכת כולה (לא רק של אלון התבור)	<p><b>1. ניטור מועדי שלכת ובלוב של אלון תבור</b>                      - שלכת- הערכה בעין של % עלווה ירוקה על העץ                      - ננטר שלכת וליבלוב בשני מועדים קבועים בשנה, אחת לשלוש שנים:                      - 30 אוקטובר (שלכת), 15 פברואר (ליבלוב)                      - לבלוב- באמצע פברואר רישום של אחוז עלווה ותיקה (כביטוי השלכת) ועלווה צעירה.                      - הניטור יתבצע על 40 עצים שיבחרו באקראי בכל אחת מהתחנות ללא רעיה. אפשר להשתמש בין השאר בעצים מסומנים שנטרו בעבר (החל מ-1993, או מ-2001) ונרשמו בהם גם מדדים נוספים באלון הגליל ובמספר מקומות ברמת מנשה.</p> <p><b>2. מועד שיא הפריחה של תלתן ארגמן (כסמן לשיא הפריחה האביבית)</b>                      - בכל תחנת ניטור ללא רעיה ננטר באביב(?) את % הקרקפות הסגורות, % הקרקפות הפורחות, % הקרקפות הנבולות של תלתן ארגמן - כאינדיקטור של מועד שיא פריחת העשבוניים.                      - מועד הניטור יקבע לכל תחנה בשיא פריחת תלתן הארגמן וינוטר בכל שנה באותו מועד.</p>
ישובים וחקלאות	<p><b>יונקים גדולים</b>                      - ננטר בתחנות עם רעיה ובלי רעיה שבהן ממוקם ישוב קרוב                      - ננטר בחתך מהישוב (סמוך לחקלאות) אל עבר המערכת הטבעית                      - בחתך ננטר נוכחות יונקים גדולים ע"י סימנים משניים, ובעזרת מצלמות (ראה ניטור יונקים בחורש)</p>
שריפות	<p><b>1. % כיסוי והרכב של עשבוניים</b>  <b>2. עופות</b>  <b>3. יונקים גדולים</b>                      - ננטר את המשתנים הנ"ל ביער יהודיה בלבד, בחלקות שנשרפו מספר רב של פעמים (על פי דידי) לעומת החלקות ללא רעיה אשר לא נשרפו בעשורים האחרונים, ובהן ננטר גם את שאר האיומים. (ניטור השוואתי).                      - ראה ניטור המערכת בעקבות שרפות בצוות הבתות</p>
נגישות גבוהה ופעילות אדם	<p><b>1. % כיסוי והרכב של עשבוניים</b>  <b>2. עופות</b>  <b>3. יונקים גדולים</b>  <b>4. ננטר את כל המשתנים לניטור שנמצאים בחלק של דמוגרפיה (לעיל).</b>                      - ניטור השוואתי - ננטר את משתנים לעיל באזורים בהם הייתה תדירות שונה של פעילות אדם לעומת מערכת פחות מופרעת.                      - ננטר בחניוני יום ולילה ובתחנות הניטור (רשימה בסוף) הסמוכות לחניונים אלו.</p>

## פרוט תחנות הניטור על פי סדר חשיבות:

1. גבעות אלונים - שפרעם- חלקות עם רעיה וישוב סמוך (כאופציה לניטור השפעת ישובים)
2. יער יהודיה - חלקות עם רעיה
3. יער יהודיה - חלקות בלי רעיה
4. רמת מנשה - חלקות עם רעיה וישוב סמוך (כאופציה לניטור השפעת ישובים)
5. רמת מנשה - חלקות בלי רעיה וישוב סמוך (כאופציה לניטור השפעת ישובים)
6. יער בית קשת - חלקות עם רעיה וישוב סמוך (כאופציה לניטור השפעת ישובים)

### ● בכל תחנה יהיו לנו 5 חלקות ניטור, דונם כל אחת.

\* לא לכל האזורים בהם ננטר יש את שתי האפשרויות (עם רעיה ובלי רעיה) מאחר ויש אזורים שלא ניתן למצוא בהם אזורים נקיים מרעיה.

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי במערכת יער פארק אלון התבור

### הגדרת המערכת לניטור:

מערכת יער פארק אלון התבור כוללת בתוכה יערות פארק ויערות צפופים יותר בהם אחוז כיסוי המעוצים עולה על 10%, ואלון התבור הוא העץ השליט.

### הגדרת ארבעת האזורים לניטור:

1. גליל תחתון - גבעות אלונים - שפרעם
2. גולן - יער יהודיה
3. רמת מנשה - הר חורשן - אלונה - גבעת עדה - גלעד
4. גליל מזרחי- יער בית קשת

### איומים/תהליכים המתרחשים במערכת יערות אלון תבור שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

1. שינויים בהרכב הצומח - תהליכים סוקסיוניים - סגירה של יער אלון תבור, התרבות של מיני חורש
2. רעיה
3. השפעת ישובים ופעילות חקלאית סמוכה
4. דמוגרפיה של א התבור - גיוס / תמותה/ של אלוני תבור
5. פעילות אדם - חניוני נופש

### משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור התהליכים\ איומים המתוארים לעיל:

תהליכים\איומים	אינדיקטורים
שינויים בהרכב הצומח	ננטר בכל 4 התחנות בחלקות קבועות ללא רעיה: 1. % כיסוי מעוצים (חישה מרחוק, אחת ל-5 שנים) 2. הרכב מעוצים 3. עופות 4. יונקים גדולים
רעיה	ניטור השוואתי - בכל 4 התחנות, בחלקות קבועות עם רעיה ונשווה לנתונים מחלקות ללא רעיה (ראה לעיל) 1. % כיסוי מעוצים (חישה מרחוק) 2. הרכב מעוצים, בדגש גיוסי אלוני תבור 3. צפיפות מכרסמים (בהקשר הפצה)
ישובים וחקלאות	ניטור השוואתי - בכל 4 התחנות בחלקות קבועות ללא רעיה סמוך לישוב חקלאי ורחוק ממנו של: יונקים גדולים (בחתך מהישוב (סמוך לחקלאות) אל עבר המערכת הטבעית, ננטר נוכחות יונקים גדולים ע"י סימנים משניים, או בעזרת מצלמות
דמוגרפיה	ננטר בכל 4 התחנות בחלקות קבועות ללא רעיה: 1. גיוס זריעים של אלון התבור (באותן חלקות של שינויים בהרכב הצומח) 2. % תמותה/התייבשות אלון התבור
פעילות אדם	ניטור השוואתי - בשטחים עם פעילות גבוהה (סביבת חניונים) לעומת שטחים עם פעילות נמוכה של: 1. עופות 2. יונקים - מינים מתפרצים: טורפים, וחזירים

## מערך הניטור

10 תחנות לניטור מערכת אלון התבור	
<b>שינויים בהרכב הצומח</b>	<b>תחנות 1, 2, 3, 4:</b> בכל אחד מאזורי הניטור שתועדפו <b>ללא רעיה</b>
<b>רעיה</b>	<b>תחנות 5, 6:</b> בשני אזורים בלבד מתוך 4 שתועדפו לניטור <b>עם רעיה</b>
<b>ישובים וחקלאות</b>	<b>תחנות 7, 8:</b> בשני אזורים בלבד מתוך 4 שתועדפו לניטור ללא רעיה, בחתכים מגבול היישוב החקלאי אל השטח הפתוח (לבחור ישוב סמוך לאחת מתחנות 1-4 ולהוסיף חתכים קרובים לישוב החתך הרחוק מהישוב, יהיה התחנה המקורית 1-4 לניטור שינויים בהרכב הצומח)
<b>דמוגרפיה</b>	בתחנות 1, 2, 3, 4 ננטר דמוגרפיה באותן תחנות בהן ננטר שינויים בהרכב הצומח
<b>פעילות אדם</b>	<b>תחנות 9, 10:</b> נבחר שני אתרים מופרעים על ידי פעילות אדם וננטר מהם בחתך מתרחק אל עבר השטח הפתוח (כמו בישובים)

בכל תחנה יהיו לנו 5 חלקות ניטור, 2 דונם כל אחת.



אורן ירושלים צילם: דותן רותם

## 4. המלצות לניטור צוות יערות מחט נטועים

מערכת היער יישמרו. במסגרת זו המטרה היא לאפיין את המגוון הביולוגי ביער ולפתח ממשק יערני שיטפח ויגדיל אותו מבלי לשנות את מהות המערכת

### איומים/תהליכים המתרחשים במערכת יערות מחט נטועים על פי סדר חשיבותם:

- דינאמיקה של כיסוי צמרות עצי היער: עלייה בכיסוי צמרות כתוצאה מהתפתחות העצים וירידה כתוצאה מדילול או תמותה של עצים.
- בריאות וחיוניות עצי היער: יצרנות וחיוניות מול תמותה, ותחלואת עצים כתוצאה מיובש, תחרות על משאבים, מזיקים, מחלות והפרעות.
- סוקצסיה של צומח מעוצה בתת היער
- התחדשות ספונטנית של מין העץ הנטוע
- שריפות
- התאוששות הצומח לאחר שריפה
- התפתחות של עומדי אורן צפופים ביתר כתוצאה מהתחדשות ספונטאנית

**ניטור התהליכים הנ"ל יעשה לצד ניטור שינויים נילווים במגוון המינים של קבוצות טקסונומיות חשובות שנבחרו.**

**צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית:** ישראל טאובה, יגיל אסם, חנוך צורף, תמר דיין, ארנון קרניאלי, מרסלו שטרנברג אייל שוחט.

### הגדרת המערכת לניטור:

- הגדרת המערכת:** יער מחטני (אורנים וברושים) נטוע כאשר בשטח נתון יש לפחות 10% כיסוי צמרות של עצי מחט. בתחום הגדרת המערכת נכללים גם שולי היער המושפעים ישירות מהיער (הצללה, נשר, פיזור זרעים וכד').
- תחום גיאוגרפי:** יערות נטועים מצפון הנגב בדרום (יתיר-להב) ועד הגליל העליון ורמת הגולן בצפון.

### מאפיינים המייחדים את המערכת הנידונה:

- מערכת מלאכותית המנוהלת באופן אקטיבי ומתמשך ומיועדת להשגת מטרות מוגדרות (בעיקר יצירת הזדמנויות נופש, גיוון הנוף ואספקת שרותים אקולוגיים)
- מתאפיינת במבנה נוף גבוה וכיסוי רב יחסית של המרכיב הגבוה (בהשוואה לצומח הטבעי) ואף מנוהלת להשגת מבנה כזה ושמירה עליו
- ברוב המקרים מתבססת על מין עץ שליט אחד בגיל אחיד
- ברוב מהיערות יש פוטנציאל התחדשות ספונטאני של עצי המחט
- בתוך היער מתרחשים תהליכי סוקצסיה של צומח טבעי הנחת המוצא של תכנית הניטור היא שהמאפיינים הייחודיים של

## משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:

תהליכים / איומים	משתנים לניטור
דינאמיקה של כיסוי צמרות עצי היער	<ol style="list-style-type: none"> <li>כיסוי וגובה צמרות - חישה מרחוק</li> <li>אינדקס שטח עלווה (LAI) טרנסקט קרקעי</li> <li>משטר הדילולים תיעוד פעולות דילול</li> </ol>
בריאות וחיוניות עצי היער	<p><b>ניטור יתבצע כסקר קרקעי בתחנות הניטור</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>יצרנות: שינויים בשטח גזעים כולל (basal area)</li> <li>חיוניות: יחס נוף ירוק</li> <li>תחלואה: מצוקוקוס</li> <li>תמותה: התייבשות - חישה מרחוק</li> </ol>
סוקצסיה של צומח מעוצה בתת היער	<ol style="list-style-type: none"> <li>כיסוי וגובה מינים מעוצים בתת היער - סקר קרקעי בתחנות הניטור</li> </ol>
התחדשות ספונטנית של מין העץ הנטוע	<ol style="list-style-type: none"> <li>צפיפות וגודל (גובה, DBH) זרעים מבוססים (גיל שנה) בתת היער - סקר קרקעי בתחנות הניטור</li> </ol>
שריפות	<ol style="list-style-type: none"> <li>תיעוד כלל ארצי של היקף שריפות יער שנתי - חישה מרחוק, נתוני קק"ל</li> </ol>
התאוששות הצומח לאחר שריפה	<ol style="list-style-type: none"> <li>התחדשות ספונטאנית של המין המחטני (צפיפות וגודל זרעים מבוססים) - סקר קרקעי בשטחי יער שנשרפו</li> <li>כיסוי וגובה מינים מעוצים - סקר קרקעי, חישה מרחוק, בשטחים שנשרפו</li> </ol>

<p>1. <b>מעוצים</b> - כיסוי, גובה, הטרוגניות מרחבית (רמה נופית), מגוון מינים, הרכב קבוצות פונקציונאליות (עצים, שיחים, בני שיח ומטפסים).</p> <p>2. <b>עשבוניים</b> - כיסוי, ביומסה, מגוון מינים, הרכב קבוצות פונקציונאליות (גאופיטים, דגניים ר"ש, קבוצות ח"ש)</p> <p>3. <b>פרוקי רגליים</b> (שפע, מגוון והרכב מינים)</p> <p>4. <b>מיקרוביוטה של הקרקע</b> - מגוון והרכב</p> <p>5. <b>עופות</b> (שפע, ומגוון)</p> <p>6. <b>יונקים גדולים</b> (שפע)</p> <p>7. <b>זוחלים</b> (שפע ומגוון)</p>	<p><b>שינויים במגוון המינים של קבוצות טקסונומיות</b></p>
---	--

## מערך הניטור

1. הניטור יתפרש על פני עשרה אזורים כדלהלן:
  - 1 צפון הנגב
  - 2 דרום השפלה
  - 3 צפון השפלה
  - 4 מורדות הרי יהודה
  - 5 הרי יהודה
  - 6 רמת מנשה
  - 7 כרמל
  - 8 גליל תחתון,
  - 9 גליל עליון
  - 10 רמת הגולן
2. הניטור יתמקד ביערות נטועים בוגרים (40-60) של אורן ירושלים ואורן ברזיה היות ואלו הם שני המינים המחטניים העיקריים.
3. בכל אזור יוצבו חלקות דיגום (גודל מקובל 100x100 מטר) המייצגות כיסוי צמרות שונה (דליל, נורמטיבי, צפוף) לרבות שטחי שולי יער ללא עצים נטועים (עד מרחק של כ-100 מטר משולי היער הנטוע).
4. הניטור ישלב כלי חישה מרחוק שימשו בעיקר לניטור דינאמיקת כיסוי הצמרות על פני שטחי יער גדולים יחסית וסקרים קרקעיים שיתבצעו על פני שטחים מוגבלים (חתכים, חלקות ונקודות דיגום) בהתאם למשתנה המנוטר.
5. שיטות הניטור יותאמו לפרוטוקולים מקובלים שיפורטו עבור כל משתנה.

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי ביערות מחט נטועים

5. בתוך היער מתרחשים תהליכי סוקצסיה של צומח טבעי

הנחת המוצא של תכנית הניטור היא שהמאפיינים הייחודיים של מערכת היער יישמרו. במסגרת זו המטרה היא לאפיין את המגוון הביולוגי ביער ולפתח ממשק יערני שיטפח ויגדיל אותו מבלי לשנות את מהות המערכת.

### אינדיקטורים/תהליכים המתרחשים במערכת יערות מחט נטועים שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

1. היווצרות נוף עצי צפוף וסגור – יוביל למגוון נמוך ורגישות לתחלואה ותמותת עצים, גורר התחדשות עצי יער ומיני חורש
2. שינויי אקלים – תחלואה ותמותת עצים, התחדשות פחותה
3. פעילות אדם – פגיעה בהתחדשות היער ובמגוון הביולוגי ביער
4. שריפות – בתדירות גבוהה גורמות לפגיעה בהתפתחות והרכב הצומח ביער

### הגדרת המערכת לניטור:

- הגדרת המערכת: יער מחטני (אורנים וברושים) נטוע כאשר בשטח נתון יש לפחות 10% כיסוי צמרות של עצי מחט. בתחום הגדרת המערכת נכללים גם שולי היער המושפעים ישירות מהיער (הצללה, נשר, פיזור זרעים וכד').
- תחום גיאוגרפי: יערות נטועים מצפון הנגב בדרום (יתי-להב) ועד הגליל העליון ורמת הגולן בצפון.

### מאפיינים המייחדים את המערכת הנידונה:

1. מערכת מלאכותית המנוהלת באופן אקטיבי ומתמשך ומיועדת להשגת מטרות מוגדרות (בעיקר יצירת הזדמנויות נופש, גיוון הנוף ואספקת שרותים אקולוגיים)
2. מתאפיינת במבנה נוף גבוה וכיסוי רב יחסית של המרכיב הגבוה (בהשוואה לצומח הטבעי) ואף מנוהלת להשגת מבנה כזה ושמירה עליו
3. ברוב המקרים מתבססת על מין עץ שליט אחד בגיל אחיד
4. ברוב מהיערות יש פוטנציאל התחדשות ספונטאני של עצי המחט

### משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האינדיקטורים / תהליכים המתוארים לעיל:

תהליכים / אינדיקטורים	אינדיקטורים
הצטופפות היער	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. כיסוי וגובה צמרות - חישה מרחוק</li> <li>2. כיסוי וגובה צומח מעוצה בתת היער - טרנסקט קרקעי</li> <li>3. חיפושיות</li> <li>4. ציפורי שיר</li> <li>5. ביוטת הקרקע</li> <li>6. יונקים גדולים</li> <li>7. זוחלים</li> <li>8. אינדקס שטח עלווה (LAI) טרנסקט קרקעי</li> </ol>
שינויי אקלים	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. יצרנות: שינויים בשטח גזעים כולל (basal area)</li> <li>2. חיוניות: יחס נוף ירוק</li> <li>3. התחדשות: צפיפות וגודל (גובה, DBH) זריעים מבוססים (גיל &lt; שנה); בתת היער - סקר קרקעי</li> <li>4. תחלואה: מצוקוקוס</li> <li>5. תמותה: התייבשות - חישה מרחוק</li> </ol>
פעילות אדם	<p>השפעת פעילות נופש (חניונים וכו') על המגוון הביולוגי:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. יונקים</li> <li>2. צומח</li> </ol>
שריפות	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. תיעוד כלל ארצי של היקף שריפות יער שנתי - חישה מרחוק, נתוני קק"ל</li> <li>2. התחדשות ספונטאנית של המין המחטני (צפיפות וגודל זריעים מבוססים) - סקר קרקעי בשטחי יער שנשרפו</li> <li>3. כיסוי וגובה מינים מעוצים - סקר קרקעי, חישה מרחוק בשטחים שנשרפו</li> </ol>

## מערך הניטור

תהליכים / איומים	מערך ניטור יערות מחט נטועים 10 תחנות ניטור
הצטופפות היער	1. צפון הנגב 2. דרום השפלה
שינויי אקלים	3. צפון השפלה 4. מורדות הרי יהודה 5. הרי יהודה
פעילות אדם	6. רמת מנשה 7. כרמל 8. גליל תחתון 9. גליל עליון 10. רמת הגולן
שריפות	1. תיעוד כלל ארצי של היקף שריפות יער שנתי - חישה מרחוק, נתוני קק"ל 2. התחדשות ספונטאנית של המין המחטני (צפיפות וגודל זרעים מבוססים) - סקר קרקעי בשטחי יער שנשרפו 3. כיסוי וגובה מינים מעוצים - סקר קרקעי, חישה מרחוק? בשטחים שנשרפו

- הניטור יתמקד ביערות נטועים בוגרים (40-60) של אורן ירושלים ואורן ברוטיה היות ואלו הם שני המינים המחטניים העיקריים.
  - בכל אזור יוצבו חלקות דיגום (גודל מקובל 100x100 מטר) המייצגות כיסוי צמרות שונה (דליל, נורמטיבי, צפוף) לרבות שטחי שולי יער ללא עצים נטועים (עד מרחק של כ-100 מטר משולי היער הנטוע). **צוות המומחים שסייע בבניית התוכנית:** יריב מליחי, פועה בר (קותיאל), עמוס בוסקילה, גדי פולק
- הגדרת- המערכת / האזור:**



צבון בדרך לים צילם: יניב לוי

## 5. המלצות לניטור צוות חולות מישור החוף

בתי הגידול העקריים הנמצאים על תשתית חולית ונגזרותיה - חולות, חמרה, כורכר וחגורת רסס הים, הנמצאים באזור הים תיכוני:

**בתי הגידול באזור חולות מישור החוף בעלי חשיבות לניטור - מדורגים על פי סדר חשיבות:**

1. חולות
  2. חמרה
  3. כורכר
  4. חגורת הרסס
- הדרוג נעשה על פי ערכיות וייחודיות בית הגידול ותרומתו למגוון הביולוגי באזור זה.

### הקבוצות הטקסונומיות החשובות לניטור באזור חולות מישור החוף עם ספציפיות לבתי הגידול

**השוניים:**

(זאת אומרת שבכל בית גידול בו החלטנו לנטר, המשטנים לניטור יבחרו על פי הרשימה הבאה)

בית הגידול	קבוצות טקסונומיות רלוונטיות לניטור (מדורגות על פי סדר חשיבות)
חולות	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. צומח רב שנתי וחד שנתי</li> <li>2. פרוקי רגליים</li> <li>3. זוחלים</li> <li>4. יונקים קטנים</li> <li>5. ציפורי שיר וצבאים - כאנדיקטורים להפרעות אדם</li> </ol>
חמרה	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. צומח רב שנתי וחד שנתי</li> <li>2. מאבקים</li> <li>3. לטאות</li> </ol>
כורכר	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. צומח רב שנתי וחד שנתי</li> </ol>
חגורת הרסס	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. צומח רב שנתי וחד שנתי</li> <li>2. רפרפים ועשים</li> </ol>

### איזמים / תהליכים המתרחשים באזור חולות מישור

#### החוף - על פי סדר חשיבותם:

1. **פיתוח** - שיוצר קעטוע של בית הגידול בינוי (הרחבת ישובים על חשבון שטחים פתוחים) תשתיות (כבישים, מט"ש, תאורה, רכבות, מתקני התפלה)
2. **פעילות נופש** ופנאי בשטחים הטבעיים (טרקטורונים, אופניים, ג'יפים, מטיילים).
3. **חדירת בעלי חיים וצמחים** מלווי אדם אל שטחי הבר (כלבים, חתולים, עכבר הבית?)
4. **מינים פולשים** - שיטה כחלחלה, טיונית, לנטנה...
5. רחיפה ודליפה של חומרי דישון והדברה משטחי **חקלאות** אל שטחי הבר
6. **התייצבות דיונות**
7. **מזבלות פיראטיות**, מטמנות ופסולת בניין בשטחים טבעיים (הכוונה למטמנות לא חוקיות ופסולת מקומית ששופכים בשמורות הקטנות ולא בח'יריה ודומיה)
8. **הכחדה של אוכלוסיות קטנות** - לרוב בשמורות קטנות אך בעלות חשיבות.
9. **פעילות צבאית** בשטחי אימונים ובמתחמים צבאיים - גושי החולות הגדולים, נתיב העשרה, ניצנים, פלמחים.

## חמשת אתרי הניטור המומלצים ובכל אחד פרוט בתי הגידול הנכללים בו:

1. **מרחב פולג:** קו נתניה - כפר יונה בצפון, חוף הים במערב, הרצליה-כ"ס בדרום, גבול מזרחי של החמרה במזרח (כולל קדימה ורמת הכובש)

א. חגורת רסס

ב. דיונות חצי מיוצבות - רלוונטי לניטור

ג. דיונות מיוצבות

ד. חמרה

ה. כורכר

2. **שורק- פלמחים:** כולל חולות פלמחים, שפך שורק וכורכרי רצועת החוף, חמרות גן רווה, גבעות נס ציונה, רחובות ומראה.

א. חגורת הרסס

ב. דיונות מיוצבות

ג. שקעים בין דיונים

ד. חמרה

ה. כורכר

3. **חולות קיסריה - פארק השרון (מנחל אלכסנדר צפונה עד נחל תנינים):** החולות + שטחים פתוחים באזור חדרה ופרדס חנה.

- א. חגורת רסס  
 ב. דיונות נודדות  
 ג. דיונות חצי מיוצבות  
 ד. דיונות מיוצבות  
 ה. שקעים בין דיונים  
 ו. חמרה חולית  
 ז. שדות חול (ייחודי)
4. **שיקמה:** כולל חולות זיקים וגבעות ניר-עם, אור הנר וגבר-עם
- א. דיונות נודדות  
 ב. דיונות חצי מיוצבות  
 ג. דיונות מיוצבות  
 ד. שקעים בין דיונים  
 ה. כורכר
5. **ניצנים:** גושי החולות בין אשדוד לאשקלון
- חגורת הרסס  
 דיונות נודדות  
 ג. דיונות חצי מיוצבות  
 ד. דיונות מיוצבות  
 ה. שקעים בין דיונים

## תאור האיומים / התהליכים ועוצמתם המתרחשים בכל אחד מאתרי הניטור המומלצים: (מספר הפלוסים מייצג את עוצמת האיום / התהליך)

אתרי הניטור					האיום / התהליך
ניצנים	שיקמה	חולות קיסריה	שורק-פלמחים	מרחב פולג	
+		+	+	+	פיתוח
++		+	+	+	נופש
+	+	+	+	+	בע"ח מלווי אדם
++			+++		מינים פולשים
	+	+	+	+	חקלאות
+		+			התייצבות דיונות
+			+		מזבלות
		+		++	אוכלוסיות קטנות
+	+		+		פעילות צבא

משתנים מרכזיים לניטור (אנדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת, לאור האיזונים / תהליכים לעיל:

משתנים לניטור	בתי הגידול הרלוונטים לניטור באותם אתרים	אתרים מתאימים / לניטור האיום / התהליך	האיום/ התהליך
1. <b>צומח</b> - מינים שולטים, עושר מינים כללי, גודל אוכלוסיות של מינים בעלי חשיבות שימור - אנדמיים, אדומים (אומדנים) (= דיגום צומח אחת ל-3 שנים); 2. מינים ייחודיים של <b>לטאות</b> שמהוות אינדיקטור לכורכר/חמרה בהבדל מחולות. 3. <b>רפרפים ועשים</b> בחגורת ה־100	רס, חולות, כורכר, חמרה	שורק, פולג	פיתוח
1. כמו בפיתוח	רס, חולות	שורק, ניצנים	נופש
1. לפנות לזואולוגים כדי להגדיר חיות שנפגעות מכלבים, חתולים וכו' ואותן לנטר - הרכב מינים, מספרי פרטים של ציפורי שיר וצבאים - כאינדיקטורים להפרעות אדם	כל בתי הגידול	כל המקומות	בע"ח מלווי אדם
1. <b>צומח</b> - גודל אוכלוסיות של טיונית, שיטה כחלחלה, לנטנה. 2. <b>בבע"ח</b> - זואולוג יגדיר מה לנטר	חולות	שורק, ניצנים	מינים פולשים
ברמה הנופית - התפשטות על חשבון שטחים פתוחים (מידע)	חמרה	פולג, שורק	חקלאות
1. <b>צומח</b> - הרכב, יחסי צומח רב שנתי וחד שנתי 2. <b>פרוקי רגליים</b> 3. <b>זוחלים</b> 4. <b>יונקים קטנים</b> - נוכחות ושפע	חולות	ניצנים, קיסריה	התייצבות דיונות
	חולות	שורק, ניצנים	מזבלות
1. <b>מיני צמחים בסכנת הכחדה</b> - מספר כתמים, גודל אוכלוסיה/ מספר פרטים. עצים שרידיים (אלון התבור). 2. <b>רפרפים ועשים בחגורת ה־100</b>	חמרה, כורכר, רס	פולג, קיסריה	אוכלוסיות קטנות
1. <b>מדדי צומח</b> - חברות צמחים. נוכחות מינים בעלי ערך שימור; 2. אוכלוסיות יונקים, ציפורים וזוחלים (הכלי: סקרי צומח ובעלי חיים בתוך השטחים הסגורים ע"י הצבא או בשטחי אימון)	חמרה, כורכר, חולות	פלמחים, שורק	פעילות צבא

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי באזור חולות מישור החוף

### הגדרת- המערכת / האזור :

בתי הגידול הנמצאים על תשתית חולית בלבד באזור מישור החוף הנמצאים באזור הים תיכוני .

### איומים / תהליכים באזור חולות מישור החוף שנבחרו

#### לניטור בתוכנית זו:

1. **פיתוח** - **בינוי** (הרחבת ישובים על השבון שטחים פתוחים) **תשתיות** (כבישים, מט"ש, תאורה, רכבות, מתקני התפלה), כתוצאה מאלה- נוצר קיטוע של בית הגידול.
2. **חדירת מינים פולשים ובעלי חיים וצמחים מלווי אדם** אל שטחי הבר (שיטה כחלחלה, טיונית, לנטנה כלבים, חתולים, עכבר הבית)
3. התייצבות דיונות
4. **פעילות נופש ופנאי** בשטחים הטבעיים (טרקטורונים, אופניים, ג'יפים, מטיילים)

משתנים מרכזיים לניטור (אנדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת, לאור האיומים / תהליכים לעיל:

אינדיקטורים	איומים/ תהליכים
<p><b>ניטור השוואתי</b> - באזורי חולות ללא פיתוח אינטנסיבי לעומת אזורי חולות הסובלים מפיתוח מואץ</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>צומח</b> - מינים שולטים, עושר מינים כללי, גודל אוכלוסיות של מינים בעלי חשיבות שימור - אנדמיים, אדומים (אומדנים) (= דיגום צומח אחת ל-3 שנים);</li> <li>2. <b>זוחלים</b></li> <li>3. <b>רפרפים ועשים</b> בחגורת הרסס</li> </ol>	<b>פיתוח</b>
<p><b>ניטור השוואתי</b> - באזורי חולות הסובלים מפלישת מינים זרים לעומת אזורי נקיים יותר ממינים פולשים</p> <p>- ניטור בע"ח מלווי אדם לא יעשה כניטור השוואתי, מאחר ואין אזורי חולות הנקיים מתופעה זו</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>צומח</b> - גודל אוכלוסיות של טיונית, שיטה כחלחלה ולנטנה, וניטור מינים טבעיים סמנים (שירדו בעקבות הפלישה)</li> <li>2. <b>ציפורי שיר</b> - הרכב מינים, מספרי פרטים</li> <li>3. <b>צבאים</b> - מספרי פרטים</li> <li>4. <b>זוחלים</b></li> <li>5. <b>מכרסמים</b></li> </ol>	<b>מינים פולשים ובע"ח מלווי אדם</b>
<p><b>ניטור השוואתי</b> - באזורי העוברים תהליכי התייצבות לעומת אזורי עם דיונות חול נודדות</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>צומח</b> - הרכב, יחסי צומח רב שנתי וחד שנתי (בדגש על פולשים)</li> <li>2. <b>פרוקי רגליים</b></li> <li>3. <b>זוחלים</b></li> <li>4. <b>יונקים קטנים</b> - נוכחות ושפע</li> </ol>	<b>התייצבות דיונות</b>
<p><b>ניטור השוואתי</b>- באזורי חולות מופרים פחות ע"י נופש ופנאי לעומת אזורי חולות הסובלים מהפרעות אלו</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. <b>צומח</b> - מינים שולטים, עושר מינים כללי, גודל אוכלוסיות של מינים בעלי חשיבות שימור - אנדמיים, אדומים (אומדנים) (= דיגום צומח אחת ל-3 שנים);</li> <li>2. <b>זוחלים</b></li> <li>3. <b>רפרפים ועשים</b> בחגורת הרסס</li> </ol>	<b>נופש</b>

## מערך הניטור

10 תחנות ניטור באזור חולות החוף	האיום / התהליך
<b>תחנה 1:</b> תחנת ניטור ללא השפעות של פיתוח אינטנסיבי - להשוואה - שיקמה <b>תחנה 2,3:</b> תחנות ניטור עם השפעות של פיתוח אינטנסיבי - שורק ופולג	<b>פיתוח</b>
<b>תחנה 4,5:</b> ניטור השפעה חזקה של מינים פולשים: שורק - פלמחים, וניצנים <b>תחנה 6:</b> ניטור השפעה קטנה של מינים פולשים: שיקמה ניטור השפעת מינים מלווי אדם יעשה בשתי התחנות הללו, ללא אפשרות להשוות עם אזורים נקיים מהפרעה ז	<b>מינים פולשים מינים מלווי אדם</b>
<b>תחנה 7:</b> ניטור תהליכי התייצבות באזורי חולות מתייצבים - ניצנים / קיסריה <b>תחנה 8:</b> להשוואה - ניטור באזורי חולות שאינם עוברים תהליכי התייצבות- שורק - פלמחים/ שיקמה	<b>התייצבות דיונות</b>
<b>תחנה 9:</b> ניטור באזורי חולות בהם אין כמעט הפרעה של נופש ופנאי - שיקמה <b>תחנה 10:</b> ניטור באזורי חולות המופרים ע"י אדם בפעילויות נופש ופנאי - ניצנים	<b>נופש</b>

1. **מרחב פולג:** קו נתניה - כפר יונה בצפון, חוף הים במערב, הרצליה - כ"ס בדרום
2. **שורק - פלמחים:** כולל חולות פלמחים
3. **חולות קיסריה - פארק השרון** (מנחל אלכסנדר צפונה עד נחל תנינים): החולות + שטחים פתוחים באזור חדרה ופרדס חנה.
4. **שיקמה:** כולל חולות זיקים וגבעות ניר-עם, אור הנר וגבר-עם
5. **ניצנים:** גושי החולות בין אשדוד לאשקלון



חרדון מצוי זכר ונקבה צילים: דותן רותם

## 6. המלצות לניטור צוות אזור הספר הים תיכוני (דרום שפלת יהודה - צפון הנגב)

**צוות המומחים שיעץ בניית התוכנית:** יגיל אסם, טל סבוראי, סלעית קרק, אלי ארגמן

### הגדרת המערכת:

אקלים: כמויות משקעים נעות בין 150 - 400 מ"מ גשם בשנה  
 המערכת מורכבת משלוש תצורות צומח טבעי עיקריות:  
 ים תיכוני יבש = גריגה - אשחר, בר-זית, חרוב, אלת מסטיק (דרום השפלה - בית גוברין, אמציה)  
 בתות ספר עם סירה קוצנית (גבעות גורל, גבעות להב)  
 צומח ערבתי עם מאפיינים אירנו-טורניים (בקעת ב"ש)

### גבולות פיזיים:

- גבול מזרחי: קו ערד - קריית ארבע
- גבול צפוני: קו רוחב בית גוברין (קריית ארבע - קריית גת)
- גבול מערבי: כביש קריית-גת באר שבע (כולל חצרים)
- גבול דרומי: צומת משאבים משם בקו ישר לערד (צפונית לדימונה, לא כולל)

### מאפיינים ייחודיים לאזור:

- מגוון גבוה וייחודי (מיני, גנטי, אדפטציה וספציאציה)
- גרדיאנטים ואזורי מפגש (בוטניים וזואולוגיים)
- הטרוגניות (אקלימית, נופית, טופוגרפית)
- גבול תפוצה של מינים רבים (ים תיכוניים ומדבריים)
- פרודוקטיביות נמוכה ומוגבלת מים
- נוף כתמי
- דינאמיות רבה בשימושי הקרקע ופיתוח בלתי מבוקר והשפעה חזקה של חלקם על המערכת הטבעית או רכיביה

### איומים / תהליכים המתרחשים באזור הספר הים תיכוני על פי סדר חשיבותם:

#### 1. פיתוח (המרת שטחים פתוחים טבעיים ליישובים, תשתיות וחקלאות):

- א. פגיעה במגוון הביולוגי כתוצאה מאבדן בתי גידול (צימצום היקף השטחים הפתוחים), פרגמנטציה (פגיעה ברצף השטחים הפתוחים)
- ב. שינויים בנתיבי זרימת מים (בעיקר ערוצים ונחלים).

#### 2. רעיית יתר:

- א. דגרדציה (ירידה בפרודוקטיביות) עקב הסרת הכיסוי הצמחי, סחיפת קרקע, הידוק קרקע, היווצרות קרום ביולוגי על פני הקרקע ושינויים ביחסי גשם-נגר כתוצאה מהתהליכים הנ"ל.
- ב. חדירת מינים רודרליים לבתי גידול טבעיים עקב הסרת כיסוי הצומח הטבעי.

#### 3. שינויי אקלים:

- א. ירידה בפרודוקטיביות ותמותת צומח מעוצה כתוצאה מהפחתה בכמות הגשם ועלייה בטמפרטורות.
- ב. דגרדציה כתוצאה מירידה בכיסוי הצמחי ועלייה בתדירות ארועי גשם קיצוניים שיגרמו לסחיפת קרקע, היווצרות קרום ביולוגי ושינויים ביחסי גשם נגר.

#### 4. פעילות רכובה:

- א. פגיעה פיזית ישירה בחי ובצומח עקב נסיעת כלי רכב (טנדרים/גיפים, טרקטורונים) בשטחים הפתוחים.
- ב. שינוי נתיבי זרימת מים עקב היווצרות דרכים וקוליסים, שינוי משטר המים עקב הידוק הקרקע ופגיעה בצומח מעוצה.

משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל.

משתנים לניטור	האיום / התהליך
<p><b>ניטור האיום עצמו:</b> מיפוי שינויים בשימושי קרקע עיקריים במערכת: ישובים, חקלאות, דרכים, תשתיות ויערות, אשר יתנו תמונת מצב על לגבי הירידה בהיקף השטחים הפתוחים ושכירת הרצף ביניהם באזור אחת למספר שנים.</p> <p><b>פגיעה במגוון הביולוגי עקב פרגמנטציה:</b> ניטור קבוצות טקסונומיות הרגישות לפרגמנטציה</p> <p><b>שינויים בנתיבי זרימת מים:</b> ניטור זרימות בערוצים ראשיים כאינדיקטור לשינויים ביחסי גשם-נגר ונתיבי זרימה עקב פיתוח</p> <p><b>אזורי הניטור:</b> הניטור יתבצע במספר שטחים נתונים אשר גודלם עתיד להצטמצם בעתיד הקרוב עקב פעולות פיתוח מתוכננות.</p>	פיתוח
<p><b>ניטור האיום עצמו:</b> מיפוי אזורי רעה והערכת עומס רעה.</p> <p><b>דגדגציה:</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. כיסוי והרכב צומח מעוצה (תצ"א, חתכים קרקעיים)</li> <li>2. כיסוי קרום ביולוגי</li> <li>3. יצרנות עשבונית (NDVI, חתכים קרקעיים)</li> <li>4. הרכב ומגוון צומח עשבוני (חתכים קרקעיים)</li> <li>5. קבוצות טקסונומיות אחרות</li> <li>6. תכונות קרקע (מרקם, חומר אורגני, מליחות קרקע, NPK, חידור, צפיפות גושית).</li> </ol> <p><b>שינויים במשטר המים:</b> ניטור זרימות בערוצים משניים כאינדיקטור לשינויים ביחסי גשם-נגר בקנה מידה מקומי.</p> <p><b>חידרת מינים רודרליים:</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. מיני צומח רודרליים (חתכים קרקעיים)</li> <li>2. קבוצות טקסונומיות נוספות</li> </ol> <p><b>אזורי הניטור:</b> הניטור יתבצע באזורים המייצגים לחצי רעייה שונים בשלושת אזורי הצומח (ים תיכוני יבש, בתת ספר וצומח ערבתי).</p>	רעיית יתר
<p><b>ניטור מדדים אקלימיים:</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. כמויות, פיזור בזמן ועצמות משקעים (בתחנות קיימות)</li> <li>2. טמפ', לחות, קרינה, רוח, התאדות (בתחנות קיימות)</li> </ol> <p><b>ירידה בפרודוקטיביות ודגדגציה:</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. צומח מעוצה (כיסוי הרכב ומגוון)</li> <li>2. צומח עשבוני (יצרנות הרכב ומגוון)</li> <li>3. קבוצות טקסונומיות אחרות שעשויות להגיב לשינויים אילו</li> <li>4. קרום ביולוגי</li> <li>5. תכונות קרקע</li> </ol>	שינוי האקלים
<p><b>ניטור האיום עצמו:</b> אחת ל-5 שנים בחישה מרחוק, ניטור דרכים וקוליסים.</p> <p><b>סחיפה המואצת ע"י דרכים:</b> חישה מרחוק</p>	פעילות רכובה

## מערך הניטור

- הניטור יתבצע בשלושה אזורים שונים מבחינה אקלימית: אזור לכיש, להבים, באר-שבע
- מערך הניטור ישלב שיטות חישה מרחוק שיכסו שטח גדול יחסית בכל אחד מהאזורים וחתכים קרקעיים במספר אתרים שיוגדרו בכל אזור (ראה מדדים שימדדו בשיטות השונות בטבלה)
- פיתוח: בכל איזור תאותר לפחות יחידת שטח אחת שעתידה להצטמצם בשטחה בשנים הקרובות עקב פיתוח. ביחידות אלה ינוטרו באופן ממוקד קבוצות טקסונומיות רלוונטיות (יונקים, זוחלים).
- רעיית יתר ושינויי אקלים: בכל אזור יאותרו שלוש יחידות שטח
- המייעצות לחצי רעייה שונים (כבד, בינוני, קל). באזורים אלה יתבצע ניטור שוטף של המדדים שהוגדרו עבור שני האיומים (רעיית יתר ושינויי אקלים). הניטור יתבסס על שילוב של שיטות חישה מרחוק למדידות על פני שטח רב (כיסוי צומח מעוצה, NDVI) וחתכים קרקעיים לניטור המגוון של הקבוצות הטקסונומיות שנבחרו ולבדיקות קרקע. בכל יחידה יתבצע גם ניטור זרימות מים בערוצים.
- פעילות רכובה: יתבצע ניטור של האיום בלבד.
- מערך הניטור יתבסס על כ-12 אתרי ניטור שייצגו שלושה לחצי פעילות בשלושה אזורים (9 אתרים) ושלושה שטחים עתידים לפיתוח, אחד בכל אזור (3 אתרים).

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי באזור הספר הים תיכוני

### הגדרת המערכת לניטור:

אזור בו כמויות המשקעים נעות בין 150 - 400 מ"מ גשם בשנה תצורת הצומח העיקרית שאותה ננטר בתוכנית זו- בתת ספר עם סירה קוצנית (גבעות גורל, גבעות להב)

### גבולות פיזיים:

גבול מזרחי: קו ערד קריית ארבע  
גבול צפוני: קו רוחב בית גוברין (קריית ארבע - קריית גת)  
גבול מערבי: כביש קריית-גת באר שבע (כולל חצרים)  
גבול דרומי: צומת משאבים (משם עולים בקו ישר לערד (צפונית לדימונה, לא כולל)

### איומים / תהליכים באזור הספר הים תיכוני שנבחרו

#### לניטור בתוכנית זו:

##### 1. שינויי אקלים:

א. ירידה בפרודוקטיביות ותמותת צומח מעוצה כתוצאה

- מהפחתה בכמות הגשם ועלייה בטמפרטורות.  
ב. דגרדציה כתוצאה מירידה בכיסוי הצמחי ועלייה בתדירות ארועי גשם קיצוניים שיגרמו לסחיפת קרקע, היווצרות יותר קרום ביולוגי ושינויים ביחסי גשם נגר.
- 2. פיתוח (המרת שטחים פתוחים טבעיים ליישובים, תשתיות וחקלאות):**
- א. פגיעה במגוון הביולוגי כתוצאה מאבדן בתי גידול (צימצום היקף השטחים הפתוחים), פרגמנטציה (פגיעה ברצף השטחים הפתוחים)  
ב. שינויים בנתיבי זרימת מים (בעיקר ערוצים ונחלים).
- 3. רעיית יתר:**
- א. דגרדציה (ירידה בפרודוקטיביות) עקב הסרת הכיסוי הצמחי, סחיפת קרקע, הידוק קרקע, היווצרות קרום ביולוגי על פני הקרקע ושינויים ביחסי גשם-נגר כתוצאה מהתהליכים הנ"ל.  
ב. חדירת מינים רודרליים לבתי גידול טבעיים עקב הסרת כיסוי הצומח הטבעי.

### משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל.

אינדיקטורים	איומים/תהליכים
<p>בתחנות בשטחים לא מופרים שיקבעו לניטור באזור המעבר ינטרו המשתנים הבאים:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. % תמותת מעוצים</li> <li>2. % כיסוי מעוצים</li> <li>3. הרכב מעוצים</li> <li>4. יצרנות ומינים אינדיקטורים של עשבוניים (נוכחות)</li> <li>5. תכונות קרקע</li> <li>6. צפיפות קיני נמלים</li> <li>7. צפיפות קיני טרמיטים</li> <li>8. שבלולים (מספר פרטים)</li> <li>9. זוחלים</li> <li>10. חוגלות</li> <li>11. חיוויאים</li> </ol>	שינויי אקלים
<p><b>חומר רקע:</b> מיפוי שינויים בשימושי קרקע עיקריים במערכת: ישובים (כולל פיתוח בלתי מבוקר), חקלאות, דרכים, תשתיות ויערות, אשר יתנו תמונת מצב על לגבי הירידה בהיקף השטחים הפתוחים ושכירת הרצף ביניהם באזור, אחת למספר שנים.</p> <p><b>ניטור השוואתי - באזורים שסמוכים לפיתוח אינטנסיבי לעומת שטחים לא מופרים</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. צפיפות קיפודים (3 מינים)</li> <li>2. זוחלים</li> <li>3. חוגלות</li> <li>4. שינויים בנתיבי זרימת מים: ניטור זרימות בערוצים ראשיים כאינדיקטור לשינויים ביחסי גשם-נגר ונתיבי זרימה עקב פיתוח</li> </ol>	פיתוח
<p><b>חומר רקע:</b> מיפוי אזורי רעיה והערכת עומס רעיה.</p> <p><b>ניטור השוואתי באזורים עם רעיה אינטנסיבי לעומת שטחים ללא רעיה</b></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. כיסוי והרכב צומח מעוצה (תצ"א, חתכים קרקעיים)</li> <li>2. כיסוי קרום ביולוגי</li> <li>3. יצרנות עשבונית (NDVI, חתכים קרקעיים)</li> <li>4. מיני צמחים סמנים (עירית גדולה, שיבר, מיתנן)</li> <li>5. שבלולים</li> <li>6. ניטור זרימות - בערוצים ראשוניים כאינדיקטור לשינויים ביחסי גשם-נגר</li> </ol>	רעיה

## מערך הניטור

האיום / התהליך	9 תחנות הניטור באזור הספר הים תיכוני
שינויי אקלים	תחנות 1, 2, 3: שלוש חלקות ניטור קבועות ללא רעיה וללא פיתוח בהן ננטר את השפעות שינויי האקלים על אזור זה לאורך זמן
פיתוח	תחנות 4, 5, 6: שלוש חלקות ניטור קבועות הסמוכות לאזורים המופרים ע"י פיתוח מאסיבי, להשוואה מול נתונים שיתקבלו בתחנות 1, 2, 3
רעיה	תחנות 7, 8, 9: שלוש חלקות ניטור קבועות באזורים תחת לחץ רעיה חזק, להשוואה מול נתונים שיתקבלו בתחנות 1, 2, 3



צבעוני ההרים צילם: דותן רותם

## 7. המלצות לניטור צוות הר הנגב

- **גבול דרומי:** הדופן הדרומית של מכתש רמון, כולל השיפולים הדרומיים של רכס מחמל (החלק המזרחי והמרכזי נע לאורך נחל נקרות). להר הנגב שלוחה דרום מערבית שכוללת את הר עריף הר שגיא והר כרכום - הגבול עובר מדרום לגוש הררי המרכזי.
- **גבול מערבי:** הר הנגב נמשך מערבה אל תוך סיני. תחום אזור הניטור נקבע אם כן לאורך הגבול המדיני בין ישראל ומצרים.

### האיומים והתהליכים באזור הר הנגב המשפיעים על המגוון הביולוגי על פי סדר חשיבות:

דרוג האיומים נעשה ע"י שילוב של 3 הפרמטרים הבאים:

1. פריסת האיום במרחב
2. הסיכוי להיתכנותו
3. רמת האיום שלו על המגוון הביולוגי

#### 1. התיישבות + תשתיות קוויות המלוות אותה + חקלאות סובבת התיישבות.

תופעות אלה קשורת זו בזו, גם אם אין זהות מרחבית ונושאת באופן מלא ביניהן ולכל אחת מהן השפעות שונות. איומים שקשורים בתופעות אלה הם בעלי אופי דומה: פסולת, מינים מתפרצים / מלווי אדם, זיהום אור, תפיסת שטח, קיטוע ועוד. סוגי התיישבות (מדורגים על פי מידת ההשפעה שלהם על המערכת)

- בסיסי צבא (בגדלים ודפוסי פעילות שונים - משדות תעופה ועד למבנים נקודתיים)
- ישובים (עיירות וכפרים מסוגים שונים)
- חוות בודדים
- יישובי בדואים (בעיקר בצפון האזור)
- תשתיות קוויות - איום של קיטוע, ופלטפורמה למינים מתפרצים
- עמודי חשמל למשל.
- דרכי עפר - הגדלת נגישות לשטחים פתוחים, שינוי ביחסי מקור-מבלע בעקבות שינויים במשטר הזרימה של מי נגר.

#### 2. פעילות צבאית

- פעילות בט"ש לאורך הגבול עם מצרים - האיומים הם- פעילות לילית (שעות פעילות גבוהה של בע"ח רבים) והפעילות הזו לא ניתנת לשליטה.
- פעילות צבאית - רגלית ורק"ם
- פעילות ניסויים של כלי נשק שונים (קיימת בעיקר בשולי השטח מדרום)
- פעילות אווירית - השלכת פצצות מסוגים שונים

#### 3. כרייה וחציבה

- אובדן בתי הגידול
- כריית פוספטים פוגעת ברציפות השטחים הפתוחים- קיטוע, ומטרד של אבק
- מחצבות אגרטיים

#### 4. תיירות

- פעילות מוטורית ברכב שטח וברכב רגיל.

**צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית:** ברט בוקן, יעל לובין, יוסף שטיינברגר, אלי גרונר, אורי רמון, אסף צוער

### הגדרת המערכת האקולוגית - הר הנגב - "מדבר מסולע"

- מערכת אקולוגית בה שוררים תנאי מדבר. כמויות המשקעים נעות בין 50-150 מ"מ גשם בשנה, אבל מתאפיינות בשונות גדולה בזמן ובמרחב.
- מערכת אקולוגית שתפקודה מבוסס על יחסי מקור-מבלע המהווים כוח מני חשוב בתפקוד המערכת, ומתבטאים בכמויות מים וקרקע גדולות יותר שנאספות ממדרונות סלעיים (מקור) למקומות נמוכים, בעיקר נחלים (מבלע) בכמה סקאלות:
- יחסי מקור-מבלע בתוך המדרונות עצמם (משטחי סלע קטנים, וחפירות דורבנים / פעילות בע"ח היוצרת מבלעים קטנים)
- יחסי מקור-מבלע בסקאלה גדולה יותר של אגני ניקוז קטנים
- יחסי מקור-מבלע של רכסים עם אגני ניקוז גדולים
- לכמויות המשקעים ופיזורם יש השפעה ישירה על מבנה הצומח ועל יחסי המקור-מבלע, ועל תפקוד המערכת ברמה השנייה - השפעת מבנה הצומח על מגוון המינים.

מערכת אקולוגית זו כוללת מספר בתי גידול עיקריים התומכים במגוון ביולוגי רחב.

### ארבעת בתי הגידול העיקריים המוצעים לצורך ניטור הם:

- מדרונות
- נחלים
- רמות
- מישורי לס (דוגמת שדה צין)

לכל אחד מן האפיונים הטופוגרפיים השונים המרכיבים אזור זה ישנן תצורות צומח אופייניות:

- מדרונות - ערבות בני שיח קטנים, עצים ושיחים בודדים
- מישורים - בני שיח קטנים, עושר של עשבוניים עונתיים
- רמות - בעיקר עשבוניים חד שנתיים
- נחלים - עצים, שיחים, בני שיח ועשבוניים עונתיים

### הגדרת גבולות פיזיים הר הנגב - "מדבר מסולע"

הגדרת הגבולות מבוססת על הגדרת המאפיינים העיקריים של האזור: אזור הררי וסלעי בו התשתית הליתולוגית היא מסלע גירני ואבני צור, שמשתרע במרכז הנגב ומורכב בעיקרו מסדרת קמרים שצירים צפון מזרח - דרום מערב. הוא מתאפיין בכך שלמרות אופי המדברי מתקיימת בו צמחייה בת קיימא (בעיקר בני שיח), לא רק בערוצים אלא גם על חלק מהמדרונות.

- **גבול צפון מערבי:** נמשך מכתף ניצנה לכיוון צפון מזרח לאורך הגבול הדרומי של חולות מערב הנגב, מעט דרומה לכביש 211 (מניצנה לצומת טללים) ובהמשך מצומת טללים עד צומת הנגב. מצומת הנגב ממשיך קו הגבול צפון מזרחה עד אזור ח' ערוער ומשם למרגלות רכס הרי דימונה על לאזור ראש זהר, מדרום לערד.

- **גבול צפון מזרחי -** הגבול המקובל בין הר הנגב למדבר יהודה הוא רכס זהר. הגבול עובר אם כן מדרום לערד, מדרום לרכס חתרורים לאורך נחל חימר ומשם מזרחה עד לראש זהר.

- **גבול מזרחי:** מצוק ההנתקים מעל מישור עמיעז ובהמשך מעל הערבה.

- 6. רעיה**  
 של צאן וגמלים באזורי ירוחם דימונה. איזמים- שינויים בחברות הצומח, דריסה ופגיעה של קרומי קרקע, שינוי יחסי המקור-מבלע (מגביר סחיפה), תחרות על מזון עם צמחוניים מקומיים. עולה חשש כי פראים מושבים מקיימים רעיית יתר באזורים מסוימים.
- 7. צייד**

- רוכבי אופניים
- מטיילים רגליים
- חניוני יום ולילה

- 5. שינויי אקלים**  
 - שינויים בכמויות ופיזור הגשם. האיום- שינוי מבנה הקרקע וחברת המעוצים, מגוון וביומסה של ייצור ראשוני.

**משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:**

האיום / התהליך	המשתנים לניטור	בתי הגידול הרלוונטיים
התיישבות, תשתיות קוויות, חקלאות	<p>1. <b>כיסוי והרכב מעוצים</b>                      - כיסוי - ע"י חישה מרחוק                      - הרכב בחלקות מעקב</p> <p>2. <b>מדדי חיות של צומח</b> (leaf area index, chlorophyll)</p> <p>3. <b>מינים מתפרצים</b>                      - עורבים, שועלים, תנים, טבקי השיח, חרציות. - לאורך חתך מהתיישבות מסוגים שונים</p> <p>4. <b>זוחלים</b></p> <p>5. <b>נמלים</b> - מדד למגוון חד שנתיים ולכמויות זרעים, לא נוסה עדיין בארץ כאמצעי ניטור.                      - פעילות (מספרי קינים, גודל הקן), ומינים</p>	מדרונות מישורים רמות נחלים
פעילות צבאית (כל הסוגים)  תיירות	<p>1. <b>כיסוי מעוצים</b>                      - חישה מרחוק</p> <p>2. <b>שינוי התנהגות של בע"ח</b>                      -----  <b>לניטור תיירות יש להוסיף:</b></p> <p>3. <b>מינים מתפרצים:</b> שועלים, תנים, עורבים                      - ננטר כל המשתנים הנ"ל באזורים בהם יש חניוני לילה, לעומת השטח הטבעי- ניטור השוואתי לאורך חתך מהחניון אל השטח הפתוח.</p>	מדרונות מישורים רמות
כריה וחציבה	<p>1. <b>כיסוי והרכב מעוצים</b>                      - כיסוי - ע"י חישה מרחוק                      - הרכב - בחתכים מהחצבות אל השטח הטבעי, הרכב מעוצים</p> <p>2. <b>יעלים וצבאים</b>                      (המושפעים מהקיטוע שנוצר כתוצאה מכריה)                      - בשבילי טשטוש, באזור המחצבות לעומת השטח הפתוח                      - סימונים משניים, עקבות</p>	
שינויי אקלים	<p>1. <b>שינויים פנולוגיים של צומח</b></p> <p>2. <b>כיסוי והרכב של מעוצים</b></p> <p>3. <b>ניטור אלות אטלנטיות</b> (שזהו גבול התפוצה הדרומי שלהן), יהוו אינדיקטור טוב להתחממות</p>	
רעיה	<p>1. <b>ניטור משתנים כללים (גשם - נגר)</b></p> <p>2. <b>כיסוי והרכב מעוצים</b></p> <p>3. <b>נמלים</b></p>	מדרונות מישורים רמות נמלים - בעיקר במישורים
צייד	<p>1. <b>חוגלות</b></p> <p>2. <b>דורבנים</b></p> <p>3. <b>צבאים</b></p>	מדרונות מישורים רמות

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי באזור הר הנגב

- הוא רכס זהר. הגבול עובר אם כן מדרום לערד, מדרום לרכס חתרורים לאורך נחל חימר ומשם מזרחה עד לראש זהר.
- גבול מזרחי: מצוק ההעתקים מעל מישור עמיעז ובהמשך מעל הערבה.
- גבול דרומי:** הדופן הצפונית של מכתש רמון. להר הנגב שלוחה דרום מערבית שכוללת את הר ערף הר שגיא והר כרכום - הגבול עובר מדרום לגוש הררי המרכזי.
- גבול מערבי:** הר הנגב נמשך מערבה אל תוך סיני. תחום אזור הניטור נקבע אם כן לאורך הגבול המדיני בין ישראל ומצרים.

### איומים/תהליכים המתרחשים באזור הר הנגב שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

- 1. התיישבות וחקלאות סוככת התיישבות**  
סוגי התיישבות (מדורגים על פי מידת ההשפעה שלהם על המערכת)
  - בסיסי צבא (בגדלים ודפוסים פעילות שונים - משדות תעופה ועד למבנים נקודתיים)
  - ישובים (עיירות וכפרים מסוגים שונים)
  - יישובי בדואים (בעיקר בצפון האזור)
  - חוות בודדים
- 2. פעילות צבאית**
  - ג. פעילות בט"ש לאורך הגבול עם מצרים - פעילות לילית (שעות פעילות גבוהה של בע"ח רבים), הפעילות שאיננה ניתנת לחיזוי או שליטה.
  - ד. פעילות צבאית - רגלית ורק"ם.
- 3. תיירות**  
פעילות מוטורית ברכב שטח וברכב רגיל, רוכבי אופניים, מטיילים רגליים, חניוני יום ולילה.
- 4. שינויי אקלים**  
שינויים בכמויות ופיזור הגשם - יותר בצורות, ויותר שיטפונות. האיום - שינוי מבנה הקרקע וחברת המעוצים, מגוון וביומסה של ייצור ראשוני.
- 5. רעיה**  
של צאן וגמלים באזורי ירוחם דימונה. שיכולים להביא לשינויים בחברות הצומח, דריסה ופגיעה של קרומי קרקע, שינוי יחסי המקור מבלע (מגביר סחיפה), תחרות על מזון עם צמחוניים מקומיים. עולה חשש כי פראים מושבים מקיימים רעיית יתר באזורים מסוימים.

### הגדרת האזור והמערכת האקולוגית - הר הנגב - "מדבר מסולע" לניטור:

- מערכת אקולוגית בה שוררים תנאי מדבר. כמויות המשקעים נעות בין 50-150 מ"מ גשם בשנה, אבל מתאפיינות בשונות גדולה בזמן ובמרחב.
- מערכת אקולוגית שתפקודה מבוסס על יחסי מקור-מבלע המהווים כוח מניע חשוב בתפקוד המערכת, ומתבטאים בכמויות מים וקרקע גדולות יותר שנאספות ממדרונות סלעיים (מקור) למקומות נמוכים - בעיקר נחלים (מבלע) בכמה סקאלות: יחסי מקור-מבלע בסקאלה של אגני ניקוז קטנים ויחסי מקור-מבלע של רכסים עם אגני ניקוז גדולים יותר.
- לכמויות המשקעים ופיזורם יש השפעה ישירה על מבנה הצומח ועל יחסי המקור-מבלע, ועל תפקוד המערכת ברמה השנייה - השפעת מבנה הצומח על מגוון המינים.

### מערכת אקולוגית זו כוללת מספר בתי גידול עיקריים התומכים במגוון ביולוגי רחב (רלוונטיים לניטור).

- מדרונות
- נחלים
- רמות
- מישורי לס (דוגמת שדה צין)

### לכל אחד מן האפיונים הטופוגרפיים השונים המרכיבים אזור זה ישנן תצורות צומח אופייניות:

- מדרונות** - ערבות בני שיח קטנים, עצים ושיחים בודדים
- מישורים** - בני שיח קטנים, עושר של עשבוניים עונתיים
- רמות** - בעיקר עשבוניים חד שנתיים
- נחלים** - עצים, שיחים, בני שיח ועשבוניים עונתיים

### הגדרת גבולות פיזיים:

הגדרת הגבולות מבוססת על הגדרת המאפיינים העיקריים של האזור: אזור הררי וסלעי בו התשתית הליתולוגית היא מסלע גירני ואבני צור, שמשתרע במרכז הנגב ומורכב בעיקרו מסדרת קמרים שצירים צפון מזרח - דרום מערב. הוא מתאפיין בכך שלמרות אופיו המדברי מתקיימת בו צמחייה בת קיימא (בעיקר בני שיח) לא רק בערוצים אלא גם על חלק מהמדרונות.

- גבול צפון מערבי:** נמשך מכתף ניצנה לכיוון צפון מזרח לאורך הגבול הדרומי של חולות מערב הנגב, מעט דרומה לכביש 211 (מניצנה לצומת טללים) ובהמשך מצומת טללים עד צומת הנגב. מצומת הנגב ממשיך קו הגבול צפון מזרחה עד אזור ח' ערוער ומשם למרגלות רכס הרי דימונה על לאזור ראש זהר, מדרום לערד.
- גבול צפון מזרחי** - הגבול המקובל בין הר הנגב למדבר יהודה

משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל.

תהליכים\איומים	אינדיקטורים
התיישבות וחקלאות	<b>ניטור השוואתי</b> - בחתכים מגבול היישוב אל עבר השטח הטבעי <b>בנחלים ומדרונות של:</b> 1. <b>כיסוי והרכב מעוצים</b> - כיסוי - ע"י חישה מרחוק - הרכב בחלקות/חתכי מעקב 2. <b>מדדי חיות של צומח (leaf area index, chlorophyll)</b> 3. <b>נוכחות / צפיפות מינים מתפרצים</b> - עורבים, שועלים, תנים, 4. <b>פעילות דורבנים</b> (צפיפות חפירות) - אינדיקציה למצב מקור-מבלע 5. <b>צפיפות קיני נמלים</b> - מדד למגוון ח"ש ולכמויות זרעים 6. <b>צפיפות מחילות איזופודים</b>
פעילות צבאית	<b>ניטור השוואתי</b> - באזורים עם פעילות צבא אינטנסיבית לעומת שטחים מרוחקים, בנחלים ומדרונות 1. <b>כיסוי מעוצים</b> - חישה מרחוק 2. <b>פעילות דורבנים</b> (צפיפות חפירות) - אינדיקציה למצב מקור מבלע 3. <b>צפיפות קיני נמלים</b> - מדד למגוון ח"ש ולכמויות זרעים 4. <b>צפיפות מחילות איזופודים</b>
תיירות	<b>ניטור השוואתי</b> - בחתכים מגבול חניוני יום ולילה אל השטח הטבעי של: <b>מינים מתפרצים:</b> שועלים, תנים, עורבים
שינויי אקלים	1. <b>% תמותת שיחים</b> - חישה מרחוק 2. <b>כיסוי והרכב של מעוצים</b> - חישה מרחוק וחתכים 3. <b>ניטור אלות אטלנטיות</b> (שזהו גבול התפוצה הדרומי שלהן), אינדיקטור טוב להתחממות
רעיה	<b>ניטור השוואתי</b> - באזורים עם רעיה לעומת אזורים ללא רעיה, במדרונות ובמישורים. 1. <b>כיסוי והרכב מעוצים</b> 2. <b>פעילות דורבנים</b> (צפיפות חפירות) - אינדיקציה למצב מקור-מבלע 3. <b>צפיפות קיני נמלים</b> - מדד למגוון ח"ש ולכמויות זרעים

מערך הניטור

תחנות לניטור בהר הנגב	
<b>תחנות 1, 2, 3, 4:</b> ארבע תחנות בכל אחד מ-4 סוגי ההתיישבות שהוגדרו, עם 3 חתכים מגבול הישוב אל עבר הטבע	התיישבות וחקלאות
<b>תחנות 5, 6:</b> שתי תחנות עם פעילות צבאית אינטנסיבית להשוואה מול 2 תחנות בשטח טבעי - לא מופר (תחנות 9, 10)	פעילות צבאית
<b>תחנות 7, 8:</b> שתי תחנות באתרים מופרים על ידי פעילות אדם (חניוני יום ולילה) ונגטר מהם בחתך מתרחק אל עבר השטח הפתוח (כמו בישובים)	תיירות
<b>תחנות 9, 10:</b> שתי תחנות באזורים טבעיים לא מופרים ע"י אף אחד מהאיומים ברשימה, למעקב אחר שינויי אקלים ולהשוואה מול נתונים שינטרו באזורי פעילות צבאית, ורעיה	שינויי אקלים
<b>תחנות 11, 12:</b> שתי תחנות באזורים עם רעיה, להשוואה מול נתונים שיאספו בתחנות 9, 10	רעיה



זיקיות סיני מזדווגות צילם: גל וין

## 8. המלצות לניטור צוות חולות מדבר פנימיים

### איזמים / תהליכים באזור חולות מערב הנגב על פי סדר החשיבות:

1. התייצבות דיונות / השתלטות קרומים
2. השפעות רעיה על המערכת הטבעית (הרחקה סלקטיבית של מיני צומח, הורדת כיסוי צומח, תוספת מינרלים, רמיסה ופגיעה בקרקע)
3. השפעת שטחי **חקלאות** ושטחי בור (שטחי חקלאות שננטשו) על שטחים פתוחים סמוכים - דליפה ורחיפה של חומרי הדברה ודישון, מינים פולשים או זרים לאזור (צפוניים במקור).
4. **פעילות צבא** - השפעת אימוני רק"מ ורגליים, פעילות בט"ש על הסביבה הטבעית- כתישה של הקרקע והצומח.
5. **השפעת ישובים ותשתיות נלוות** על שטחים פתוחים - מינים מתפרצים, מינים מלווי אדם, מינים פולשים, יצירת קיטוע.
6. **מינים פולשים** [שלא משטחי החקלאות והישובים]
7. **כביש 10** - לא ננטר כרגע אלא אם תחל סלילתו.
8. **שינוי אקלים** - קרי התחממות ובצורת - ישפיעו על הצמחייה העילאית (התייבשות) עם השלכות נוספות - קרומים, התייצבות הדיונות, וכד'.

### איזמים / תהליכים באזור חולות מזרח הנגב (על פי סדר החשיבות):

1. זיהומים תעשייתיים
2. כריית פוספטים ותשתיות מלוות
3. ישובים בדואים
4. רעיה

**צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית:** ירון זיו, אלי צעדי, ארנון קרניאלי, עמוס בוסקילה, זהבה סיגל, מרגטה וולצ'אק, אסף צוער (צוצו), איתי רנן.

### הגדרת האזורים הנכללים בהגדרת חולות מדבר פנימיים:

- **אזור חולות מערב הנגב** הכולל בתוכו את כתמי-מישורי הלס העמוקים. לא כולל אזורי הלס בצפון הנגב (אזור פארק סירת שקד ופארק הלס) השייכים לצוות הסוואניזציה.
- חולות מדבר פנימיים יכללו גם האזורים החוליים של **מישורי ימין ורותם**.
- אזורי החולות של המכתשים אינם משויכים לחולות מדבר פנימיים
- **בתי הגידול העיקריים** נכללים באזור זה שאותם יש לנטר, על פי סדר החשיבות:

1. **דיונות** (Sand dunes) - בחתרך שיכלול תמיד את **הרכס, המדרונות הצפוניים והעמק הבין-דיוני**
2. **שדות חול** ובהם לס על חול (Sand fields).
3. **כתמי לס** בחולות

### בדיון נוסף הוחלט שניטור בערוצי הנחלים ושטחי הרג הוא בעדיפות שנייה בתוכנית הניטור הזו

מוצע שחלקות הניטור ימוקמו באזורים השונים במרחב החולות כך שייצגו את הגרדינטים הקיימים בשטח: צפון-דרום ומערב-מזרח.

**משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:**

ניטור מינים/קבוצות נבחרות /אוכלוסיות	ניטור ברמה הנופית	התהליך / האיום	
<p><b>1. ניטור משתני קרקע שונים</b> - בקרום ומתחת לשיחים                      - גרנולומטריה                      - מוליכות                      - קשיות קרקע                      - % חומר אורגני                      - מליחות קרקע                      יש לבצע פעם אחת ולבדוק את משמעות הנתונים וההתחברות שלהם לשאר הנתונים שיאספו בחישה מרחוק.</p> <p>=====</p> <p><b>2. משתנים א-ביוטים קבועים:</b>                      כמויות משקעים, טמפ', לחות, לאסוף אחת לשנה מתחנות מטאורולוגיות</p> <p><b>3. ניטור צומח:</b>                      - % כיסוי רב שנתיים                      - הרכב מינים רב שנתיים                      - %ביומסה של חד שנתיים</p> <p><b>4. ניטור פרוקי רגליים:</b>                      מיני חיפושיות אינדיקטביות לרמות שונות של ייצוב חול * רשימה בסוף</p> <p><b>5. ניטור זוחלים -</b>  <b>6. ניטור מכרסמים</b> - 2 חלקות של 50x50 מטר, בכל אחד מהאזורים ובתי הגידול המנוטרים לפי הרשימה הנ"ל. בכל חלקה 20 מלכודות שרמן. 3 לילות לכידה לכל חלקה.</p>	<p>% כיסוי קרומים -                      1. חישה מרחוק, אחת לשלוש שנים, מולטיספקטרי, ברזולוציה של כ-5 מטר                      2. ארטופוטן של אזורי תחנות הניטור, ברזולוציה של 0.5 מטר</p> <p>=====</p>		
<p><b>הניטור יתבצע אחת לשנה ב- 3 סוגי שטחים: שטחי רעייה חזקה ונמשכת; שטחי רעייה חלשה ו/או לא קבועה ושטח ללא רעייה. משתלב עם האזורים לניטור שהגדרנו - שטח חסר רעייה נמצא באזור ניצנה ושטח עם רעייה חזקה ומתמשכת באזור רמת חובב. השטח ביניים קיים כנראה בניהם.</b></p>	<p>איסוף נתונים על רעיה לא מאושרת, מהסיירת הירוקה ופקחים של הרשות ייתן תמונה על אזורים עם לחצי רעיה שונים באופן כללי.</p>		
<p>חתך מהשדה החקלאי אל השטח הטבעי בכל אחת מתחנות הדיגום שיש לידה שטחים חקלאיים. החתך יערך ב-4 נקודות ניטור במרחק של 400 מטר אחת מהשנייה כלומר אורך החתך כולו 1600 מ', בריבועים של 50*50 מטר.</p> <p><b>1. ניטור צומח</b> - רב שנתי (כיסוי והרכב) + מינים פולשים ורודרליים חד שנתיים. ניטור פרוקי רגליים- (דבורי בומבוס)</p> <p><b>2. ניטור זוחלים</b></p> <p><b>3. ניטור מכרסמים</b> - כנ"ל</p> <p><b>4. ניטור יונקים גדולים</b> - ראה בהמשך</p>	<p><b>מיפוי שטחי חקלאות שטחי אימונים של הצבא ישובים ותשתיות מלוות -</b>                      יעשה 3 פעמים בשנה - חורף, אביב, וקיץ (בגלל אופי הגידולים ננטשים השדות לאחר שנה) כדי לא להכביד על המערכת, נסתפק בניחות תמונות מלווין לנדסט המסופקות חינם (למרות הבעייתיות) ברזולוציה של 30 מ'- נתונים מולטיספקטריים.</p>	<p><b>חקלאות ושדות בור</b></p>	<p><b>מערב הנגב</b></p>
		<p><b>פעילות צבא</b></p>	
<p>חתך מהישוב אל השטח הטבעי החתך יערך ב-4 נקודות ניטור במרחק של 400 מטר אחת מהשנייה כלומר אורך החתך כולו 1600 מ' בריבועים של 50*50 מטר, משלושה ישובים:</p> <p>א. באר מילכה                      ב. באל"ש - מחנה צאלים                      ג. ישוב בדואי - דיר הדג'</p> <p><b>1. ניטור זוחלים</b></p> <p><b>2. ניטור מכרסמים</b></p> <p><b>3. מיני עופות פולשים</b></p> <p><b>4. ניטור פרוקי רגליים</b></p>		<p><b>ישובים ותשתיות מלוות</b></p>	
<p><b>1. ניטור מינים פולשים:</b>                      - וורבזינה (כנפון צהוב)                      - שיטים אוסטראליות                      - טבק השיח</p> <p><b>2. ניטור מינים מתפרצים:</b>                      - עורבים (אפור, חום עורף)                      - תן זהוב                      - שועל מצוי</p> <p>ניטור השוואתי ייחודי בתחנות מיוחדות לעניין זה, בשלושה מוקדי ניטור עיקריים - לאורך צירים, ליד ישובים, בשטח הטבעי.</p>		<p><b>מינים פולשים/ מתפרצים</b></p>	
	<p><b>% התייבשות מעוצים-</b>                      ניתן לנטר בעזרת צילומי אוויר מגובה נמוך</p>	<p><b>שינויי אקלים</b></p>	
<p>יקמו תחנות ניטור - צומח, זוחלים ומכרסמים לבחינת ההשפעה של הציר לאורכו כשיתחילו בעבודות. לא רלוונטי כרגע.</p>		<p><b>כביש 10</b></p>	

<p>1. ניטור צומח 2. ניטור זוחלים 3. ניטור מכרסמים בשני חתכים של שני ק"מ כל אחד שיוצאים מאזור מפעל הפריקלס (נחל צפע). כל 400 מטר יערך דיגום של 50*50 מטר.</p>		<p>זיהומים תעשייתיים כריה ותשתיות נלוות</p>	
<p>כמו ניטור ישוברים במערב הנגב</p>	<p>כמו ניטור ישוברים במערב הנגב</p>	<p>ישוברים בדואים</p>	<p>מזרח הנגב</p>
<p>1. ניטור צומח 2. ניטור מכרסמים 3. ניטור זוחלים 4. ניטור פרוקי רגלים ינוטרו בשלושה אתרים באזור חולות מזרח הנגב 1. חולות אפעה 2. ממשית 3. נחל ימין</p>		<p>רעה</p>	<p>ימין ורותם</p>

**תחנות הניטור בבתי גידול חוליים (שדות חול, דיונות) ממוקמות במרחב על פי הגרדיאנט שהוזכר בהתחלה:**

**צפון----דרום:**

1. שדה חלמיש - עגור דרום
2. ציר צידקיהו
3. ציר מורחק

**מזרח----מערב:**

1. מצדה - מרקוף
2. שונרה
3. משאבים
4. סכר

**תחנות הניטור בכתמי הלס ממוקמות במרחב על פי הגרדיאנט שהוזכר בהתחלה:**

1. פארק הלס - חירבת חשיף
2. אלמוניר (פנימה באזור הלס)
3. שדמות שיזף (צומת הר-קרן)

**תחנות ניטור למינים נדירים:**

תחנות לניטור מינים נדירים הן אתרים בהם נמצאות אוכלוסיות של צמחים / בע"ח (בדרך כלל נקודות מעטות) וידוע בהן על אוכלוסיות שאותם נרצה לנטר- מדובר על ניטור בתחנות ספיציפיות לכל מין ומין.

**ניטור מינים בסכנת הכחדה שייחודיים לאזור חולות מערב/מזרח הנגב:**

**צומח:**

- אירוס הנגב (נגב מערבי, מישור ימין)
- אחילוף זעיר (נגב מערבי, מישור ימין)
- שום הפטמות (נגב מערבי)
- לשון שור נגבית (מישור ימין)
- שום דרומי (מישור ימין)
- אירוס ירוחם (מישור ימין)

**זוחלים:**

- עכן חרטומים
- שנונית ב"ש

**יונקים:**

- מריון חולות
- גרביל זעיר
- ירבוע גדול
- גרביל דרומי
- צבי א"י
- צבי הנגב

**עופות:**

- חוברה
- קטות
- רץ מדבר

\* מיני חיפושיות אינדיקטביות לרמות ייצוב חול שונות:

ייצוב מלא	דיונה חצי מיוצבת	חול פעיל
Hymenoptera, Formicidae, <b>Cataglyphis albicans</b>	Coleoptera, Tenebrionidae <b>Erodium hebraicus</b>	Coleoptera, Carabidae, Discoptera arabiaca
Hymenoptera, Formicidae, <b>Temnothorax sp.</b>	Coleoptera, Tenebrionidae <b>Arthrodeis rotundatus</b>	Coleoptera, Tenebrionidae, <b>Pimelia angulata sinaitica</b>
Coleoptera, Tenebrionidae Adesmia dilatata		Coleoptera, Elateridae, <b>Cardiophorus sp.</b>
Coleoptera, Tenebrionidae <b>Mesostena angustata</b>		Coleoptera, Scarabaeidae, <b>Subrinus sp.</b>
Coleoptera, Tenebrionidae Pimelia mitrei		Coleoptera, Carabidae, <b>Scarites striatus</b>
Coleoptera, Tenebrionidae Zophosis pharaonis		
Coleoptera, Tenebrionidae <b>Zophosis punctata</b>		

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי באזור חולות מדבר פנימיים

### הגדרת האזורים לניטור:

- אזור חולות מערב הנגב הכולל בתוכו את כתמי-מישורי הלס העמוקים. לא כולל אזורי הלס בצפון הנגב (אזור פארק סיירת שקד ופארק הלס) השייכים לצוות הסוואניזציה.
- האזורים החוליים של מישורי ימין ורותם ואזורי החולות של המכתשים **לא** ינטרו במסגרת תוכנית הניטור הזו, אלא במסגרות אחרות (מישור ימין ורותם ע"י רט"ג).
- בית הגידול העיקרי באזור זה שאותו יש לנטר: **דיונות (Sand dunes)** - בחתך שיקלול תמיד את הרכס, המדרונות הצפוניים והעמק הבין-דיוני
- 1. שדות חול, כתמי הלס בחולות, ערוצי הנחלים ושטחי הרג לא יכללו בתוכנית הניטור הזו.
- 2. מוצע שחלקות הניטור ימוקמו באזורים השונים במרחב החולות כך שייצגו את הגרדינטים הקיימים בשטח: צפון-דרום ומערב-מזרח.

### איזורים / תהליכים באזורי החולות הפנימיים שנבחרו

#### לניטור בתוכנית זו:

- התייצבות דיונות / השתלטות קרומים ורעיה -** מביאים לשינויים בחברה הפסמופילית (צומח ובע"ח) ולשנוי במבנה והרכב קרומי הקרקע.
- השפעת שטחי חקלאות על שטחים פתוחים סמוכים -** דליפה ורחיפה של חומרי הדברה ודישון, מינים פולשים או זרים לאזור (צפוניים במקור).
- פעילות צבא -** השפעת אימוני רק"מ ורגליים, פעילות בט"ש על הסביבה הטבעית - כתישה של הקרקע והצומח
- השפעת ישובים ותשתיות נלוות (כולל חוות אנרגיה סולארית)** על שטחים פתוחים - מינים מתפרצים, מינים מלווי אדם, מינים פולשים, יצירת קיטוע.
- שינויי אקלים - התחממות ובצורות -** ישפיעו על הצמחייה העילאית (התייבשות) עם השלכות נוספות - קרומים, התייצבות הדיונות, וכד'.

### משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת לאור האיזורים / תהליכים המתוארים לעיל:

אינדיקטורים	איזורים / תהליכים
<p>חומר רקע - איסוף נתוני רעיה ומיפוי אזורים אחת לשנה</p> <p><b>ניטור השוואתי -</b></p> <p>בין שני אזורים חולות עם עוצמות רעיה חזקה לעומת אזורים ללא רעיה של:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. % כיסוי צומח רב שנתי לעומת % כיסוי קרומים (אחת ל-3 שנים בחישה מרחוק)</li> <li>2. הרכב מינים רב שנתיים</li> <li>3. ביומסה של חד שנתיים</li> <li>4. עופות דוגרי קרקע</li> <li>5. פרוקי רגליים - חיפושיות אינדיקטיביות לרמות שונות של ייצוב חול (מרשימה בסוף)</li> <li>6. זוחלים</li> <li>7. מכרסמים - עוצמת פעילות - צפיפות מחילות</li> </ol>	השתלטות קרומים ורעיה
<p>חומר רקע - מיפוי שטחי חקלאות אחת לשנה</p> <p><b>ניטור השוואתי -</b> בחתך היוצא מגבול השטחים החקלאיים אל עבר השטחים הטבעיים של:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. צומח רב שנתי % כיסוי והרכב</li> <li>2. חד שנתיים - מינים פולשים ורודרליים בלבד</li> <li>3. חיפושיות</li> <li>4. זוחלים</li> <li>5. עופות דוגרי קרקע</li> </ol>	חקלאות
<p>חומר רקע - מיפוי שטחי אימונים אחת לשנה</p> <p><b>ניטור השוואתי -</b> בין אזורים מופרעים על ידי פעילות צבאית, לאזורים טבעיים מרוחקים של:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. % כיסוי צומח מעוצה</li> <li>2. חיפושיות</li> <li>3. עופות דוגרי קרקע</li> <li>4. זוחלים</li> </ol>	פעילות צבא

<p>חומר רקע - מיפוי ישובים מחנות צבא, תשתיות וחוות סולריות  <b>ניטור השוואתי - חתכים היוצאים מגבול הישוב אל השטח הטבעי הסמוך בשלושה ישובים בעלי אופי שונה:</b>  א. ישוב בדואי- דיר הדג'  ב. באר מילכה  ג. באל"ש מחנה צאליים  <b>1. זוחלים</b>  <b>2. מכרסמים</b>  <b>3. עורבים</b>  <b>4. מיני יונקים מתפרצים- תנים, שועלים</b></p>	<p><b>ישובים ותשתיות נלות</b></p>
<p><b>1. התייבשות מעוצים</b> (בחתכים, ינוטר יחד עם ניטור השפעות רעיה והשתלטות קרומים)  <b>2. יצרנות ראשונית</b></p>	<p><b>שינויי אקלים</b></p>

## מערך הניטור

10 תחנות לניטור חולות מדבר פנימיים	האיום/ תהליך
<p><b>תחנות 1, 2:</b> שתי תחנות באזורי חולות ללא רעיה - שדה חלמיש, וציר מורחק  <b>תחנות 3, 4:</b> שתי תחנות באזורי חולות עם רעיה חזקה - שונרה, וחולות סכר</p>	<p><b>קרומים ורעיה</b></p>
<p><b>תחנה 5, 6:</b> שתי תחנות שיש בהן שטחים חקלאיים מעובדים מכל אחד מהם יצאו 3 חתכים היוצאים מגבול השדות אל עבר הטבע [שילוב ניטור בשטחי חקלאות]</p>	<p><b>חקלאות</b></p>
<p><b>תחנה 7, 8:</b> שתי תחנות עם פעילות צבאית אינטנסיבית להשוואה מול נתוני תחנות 1, 2 (חולות, ללא רעיה או הפרעה אחרת)</p>	<p><b>פעילות צבא</b></p>
<p><b>תחנה 9, 10:</b> שתי תחנות הממוקמות בשני ישובים בעלי אופי שונה, מכל ישוב יצאו 3 חתכים מגבול היישוב אל עבר הטבע</p>	<p><b>ישובים ותשתיות</b></p>

### אפשרויות למיקום תחנות ניטור:

#### צפון----דרום:

4. שדה חלמיש - עגור דרום
5. ציר צידקיהו
6. ציר מורחק

#### מזרח----מערב:

5. מצדה- מרקוף
6. שונרה
7. משאבים- סכר



דרבן מצוי

## 9. המלצות לניטור – צוות אזורי סוואניזציה

**צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית:** משה שחק, איציק משה, יהושע שקדי, ברט בוקן, שמוליק ארבל

### א. הגדרת המערכת

שטחי סוואניזציה: שטחים ממודברים בצפון הנגב שעברו שיקום תפקודי. השטחים בצפון הנגב ממודברים כתוצאה מרעיית יתר, כריתה וחקלאות. המדבור בא לידי ביטוי בשינוי מבני של המערכת הדו-כתמית (קרומי קרקע וכתמי שיח), ירידה בכיסוי השיחים ועליה בשטח הקרומים. לשינוי המבני השלכות תפקודיות על משק המים. במערכת הממודברת הקרומים המשמשים כמקור למי נגר מיצרים כמויות נגר העולות על יכולת המבלע של כתמי השיחים ולכן המערכת מאבדת משאב מרכזי – מים. כאשר יחסי המקור והמבלע משתנים כתוצאה מתהליכי מדבור והמערכת דולפת (מאבדת משאבים החוצה, למערכות אחרות) יש ירידה בפוריות ובמגוון הביולוגי שלה. שיקום תפקודי של מערכת ממודברת פירושו נקיטת אמצעים ממשקיים להגדלת המבלעים למים ולהקטנת הדליפה במטרה להגדיל את הפוריות והמגוון של המערכת.

בשטחי הסוואניזציה עוברים השטחים הממודברים שיקום תפקודי בתהליכים הכוללים מספר שלבים:

1. בניית שיחים, טראסות ולימנים אשר עוצרים את דליפת משאבי המים מהמערכת, עוצרים את סחף הקרקע, מונעים דליפת נוטרייטים, מונעים סחף של חומר אורגני.
2. התבססות צמחיה טבעית בעקבות העשרת המערכת במים, קרקע, חומר אורגני ונוטרייטים.
3. התבססות הצמחיה הטבעית והעשרת המערכת מביאה לעליה בייצור הראשוני ובעקבותיה בייצור השניוני ובמגוון.
4. העשרת המערכת מאפשרת הוספת אלמנטים ביוטיים נוספים חדשים (שתילת עצים).

### **ב. האינדיקטורים השונים נבחרו על פי רשימת 13 קריטריונים ידועים בספרות שמציעים Niemeijer – I de Groot - מהן התכונות של אינדיקטור טוב? [נספח 6]**

● **הגדרת עבודה שאימץ הצוות למושג אינדיקטור היא:** פרמטר מדיד אחד, או מכלול של משתנים, שיחד נותנים תמונה כללית על מצב המערכת האקולוגית.

### ג. מה ידוע מדעית בנושא הסוואניזציה שיכול לסייע בבחירת אינדיקטורים לניטור?

על סמך הידע המדעי שהצטבר במחקר ארוך הטווח בפארק סיירת שקד סיכם הצוות את:

- 1) מודל תהליכי של המערכת הממודברת [נספח 7]
- 2) הלחצים שהביאו למידבורה של המערכת [נספח 7]
- 3) מודל השיקום התפקודי – תגובת האדם למצב המערכת [נספח 7]
- 4) תגובת הטבע לשיקום התפקודי [נספח 7]

### ד. בחירת אינדיקטורים למצב מערכת הסוואניזציה על סמך הידע שהצטבר:

על סמך המודלים בחר הצוות מספר אינדיקטורים שנבחרו בהתאם לתכונותיהם ובהתאם לקריטריונים לבחירת אינדיקטור מתאים [נספח 6].

### **אינדיקטורים שהוצעו לתיאור מצב הנוף:**

1. **צפיפות שיחים וארגונם במרחב** – אינדיקטור זה מצביע ישירות על מערכת המבלעים במרחב ובעקיפין על שימור משאבים ורמת הפוריות והמגוון הביולוגי. האינדיקטור ניתן לניטור בכלים של חישה מרחוק – ינוטר אחת ל-5 שנים.
2. **כיסוי קרומים וארגונם המרחבי** – אינדיקטור זה מצביע ישירות על מערכת המקורות לתנועת משאבים במרחב ובעקיפין על שימור משאבים ורמת הפוריות והמגוון הביולוגי. האינדיקטור ניתן לניטור בכלים של חישה מרחוק. ינוטר אחת ל-5 שנים.
3. **מגוון המיקרואורגניזמים בקרום** – מרחיב את הבנת מצב המקורות במערכת. למגוון המיקרואורגניזמים בקרום חשיבות רבה בהבנת משטר זרימות המים על פני הקרומים בסקאלות מרחביות שונות, וכן בהבנת עמידות הקרומים בפני רעיה. ניתן לניטור באמצעים פשוטים על ידי תצפיות מיקרוסקופיות בדגימות של קרומים. ינוטר אחת ל-5 שנים.

### **אינדיקטורים שהוצעו לתיאור מצב המים:**

1. **משטר הגשם (כמויות ועוצמות)** – משטר הגשם באינטראקציה עם המבנה הנופי משפיע על שטפי המשאבים, הייצור הראשוני והשניוני ועושר המינים בסקאלות זמן שונות. כמויות גשם ניתנות לניטור בקלות יחסית בעזרת מג"זים (מדי גשם זעירים) ניטור העוצמות והתפלגותם בזמן מצריך מכשירים יותר מתוחכמים. ינוטר כל שנה.
2. **נגר** – מנוטר חלקית ביחידה לחקר הסחף. תוכנית הניטור של המארג"ג תשתמש בנקודות הקיימות של היחידה ותעמיד על פיהן את רוב מערך הניטור של הסוואניזציה, אם יהיה צורך להוסיף מספר קטן של נקודות מדידה של נגר, נוסף אותן. ינוטר כל שנה.
3. **קישוריות של קווי זרימה (Connectivity)** – תורות חדשות בהידרו-אקולוגיה מציעות שאורך קווי הזרימה של הנגר באגני היקוות הם אינדיקטורים טובים להתפלגות ושימור המשאבים במערכות אקולוגיות מוגבלות מים. קישוריות של קווי זרימה ניתנת לחישוב על סמך ניטור המבנה הנופי בחישה מרחוק וניטור משטר הגשם. הוחלט כי אינדיקטור זה ינוסה כפילוט לבדוק שאכן עובד ואפשרי לפני שיעשה בו שימוש כאינדיקטור לשטחים נרחבים.

### **אינדיקטורים שהוצעו לבחינת השפעת הסוואניזציה על אלמנטים ביוטיים במערכת:**

1. **מינים שהם חלק מתפקוד המערכת:**  
**טרמיטים, נמלים ושבוללים** – לשלושת מיני מפתח אלה השפעה על הייצור הראשוני (ראה מודל המערכת). לטרמיטים ולשבוללים השפעה מרכזית על מחזור היסודות. לנמלים השפעה על פיזור הזרעים במרחב והתבססות צמחים באזור הקינים. ניטור הצפיפות והמפזר המרחבי של שלושת המינים הנ"ל הוא פשוט יחסית.  
– **פעילות טרמיטים** – ניתנת לניטור לאחר הגשם (ערימות העפר של קיני הטרמיטים בולטות בשטח) ננטר רק אם יתאפשר טכנית, בגלל חלון הזמן הבעייתי – מייד לאחר גשם.  
– **פעילות הנמלים** – ניתנת לניטור על סמך ספירת הקינים. לניטור הנמלים יתרון נוסף הן מגיבות לכמויות הזרעים ומיני הזרעים. שינוי משמעותי בשפע ובמגוון של קיני הנמלים יכול להצביע על שינויים

- **מינים שאוכלוסיותיהן יעלו:** עורב אפור, חנקנים, בזים, זוחלים ממוצא ים-תיכוני.
- **מינים שייעלמו עקב השינוי המלאכותי שהתרחש במערכת:** זוחלים מקומיים, לטאות ייחודיות לבית הגידול הלסי - שנונית ב"ש. עופות דוגרי קרקע - חוברות, רץ מדבר, קטות.

במצב הייצור הראשוני  
**- גודל אוכלוסיית השבלולים -** ניתנת לאומדן על ידי ספירה ישירה של השבלולים הנמצאים על גבי שיחי מדגם בקיץ.

**2. מינים המגיבים לשינויים במערכת:**  
 את הקבוצה הזו ניתן לחלק לשתי קבוצות -

מיקום תחנות הניטור	האינדיקטורים המתאימים לניטור המערכת [פירוט למעלה]	סדר גודל של טיפול בק"מ	סוג הטיפול של השטח
<p><b>ניטור השוואתי -</b>  <b>אגנים מטופלים -</b>                      1. סיירת שקד                      2. שגרירים [נחל כרכור - גרר]                      בשני אתרים אלה מנטרים נגר וסחף ע"י היחידה לחקר הסחף.  <b>אגנים לא מטופלים - ביקורת-1</b>                      אזורים בלי בדואים                      1. בסיס נבטים                      2. בסיס חצרים  <b>אגנים לא מטופלים - ביקורת-2</b>                      אזורים לא מטופלים עם רעיה של בדואים</p>	<p>1. אינדיקטורים למצב הנוף                      2. אינדיקטורים למצב המים                      3. מינים שהם חלק מתפקוד המערכת                      4. מינים המגיבים לשינויים במערכת בעקבות הטיפולים</p>	<p>אגני היקוות עד 20 קמ"ר</p>	<p><b>טיפול אגני בקצירי נגר:</b>                      1. שיחים                      2. לימנים                      3. סכרים</p>
<p><b>ניטור השוואתי -</b>  <b>נחל מטופל -</b> נחל זיז  <b>נחל לא מטופל -</b> מעלה נחל זיז</p>	<p>1. נגר [כבר מודדים ביחידה לחקר הסחף, אולי יש להוסיף מספר קטן של תחנות]                      2. עופות                      3. הרכב צומח מעוצה                      4. זוחלים                      5. עכבישים [תלוי בעלויות]</p>	<p>עשרות ק"מ של רצועות מטופלות</p>	<p><b>שיקום נחלים וואדיות</b></p>

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי באזורי סוואניזציה

על מערכת המבלעים במרחב ובעקיפין על שימור משאבים ורמת הפוריות והמגוון הביולוגי. האינדיקטור ניתן לניטור בכלים של חישה מרחוק – ינוטר אחת ל- 5 שנים.

2. **כיסוי קרומים וארגונים המרחבי** – אינדיקטור זה מצביע ישירות על מערכת המקורות לתנועת משאבים במרחב ובעקיפין על שימור משאבים ורמת הפוריות והמגוון הביולוגי. האינדיקטור ניתן לניטור בכלים של חישה מרחוק. ינוטר אחת ל- 5 שנים.

### אינדיקטורים לתיאור מצב המים:

1. **משטר הגשם** (כמויות ועוצמות) – משטר הגשם באינטראקציה עם המבנה הנופי משפיע על שטפי המשאבים, הייצור הראשוני והשניוני ועושר המינים בסקאלות זמן שונות. כמויות גשם ניתנות לניטור בקלות יחסית בעזרת מג"זים (מדי גשם זעירים) ניטר העוצמות והתפלגותם בזמן מצריך מכשירים יותר מתוחכמים. ינוטר כל שנה.
2. **נגר** – מנוטר חלקית ע"י התחנה לחקר הסחף. תוכנית הניטור של המאר"ג תשתמש בנקודות הקיימות של היחידה ותעמיד על פיהן את רוב מערך הניטור של הסוואניזציה, אם יהיה צורך להוסיף מספר קטן של נקודות מדידה של נגר, נוסף אותן. ינוטר כל שנה.

### אינדיקטורים לבחינת השפעת הסוואניזציה על

#### אלמנטים ביוטיים במערכת:

1. **מינים שהם חלק מתפקוד המערכת:**
  - א. **פעילות הנמלים** – ניתנת לניטור על סמך ספירת הקינים. לנמלים השפעה על פיזור הזרעים במרחב והתבססות צמחים באזור הקינים כמו כן, הן מגיבות לכמויות הזרעים ומיני הזרעים. שינוי משמעותי בשפע ובמגוון של קיני הנמלים יכול להצביע על שינויים במצב הייצור הראשוני.
  - ב. **גודל אוכלוסיית השבלולים** – מין מפתח בעל השפעה על הייצור הראשוני ועל מיחזור היסודות. ניתנת לאומדן על ידי ספירה ישירה של השבלולים הנמצאים על גבי שיחי מדגם בקיץ.
2. **מינים המגיבים לשינויים במערכת:**
  - א. **מינים שאוכלוסיותיהן יעלו** – עורב אפור, חנקנים, בזים, זוחלים ממוצא ים-תיכוני (אחת לשנה).
  - ב. **מינים שיעלמו עקב השינוי המלאכותי שהתרחש במערכת** – זוחלים מקומיים, לטאות ייחודיות לבית הגידול הלסי – שנונית ב"ש (אחת לשנה). עופות דוגרי קרקע – חוברות, רץ מדבר, קטות.

### הגדרת המערכת לניטור:

- שטחי סוואניזציה הם שטחים ממודברים בצפון הנגב [כתוצאה מרעיית יתר, כריתה וחקלאות] שעברו שיקום תפקודי בתהליכים הכוללים מספר שלבים:
5. בניית שיחים, טראסות ולימנים אשר עוצרים את דליפת המים מהמערכת, עוצרים את סחף הקרקע, מונעים דליפת נוטרינטים, מונעים סחף של חומר אורגני.
  6. התבססות צמחייה טבעית בעקבות העשרת המערכת במים, קרקע, חומר אורגני ונוטרינטים.
  7. התבססות הצמחייה הטבעית והעשרת המערכת מביאה לעליה בייצור הראשוני ובעקבותיה בייצור השניוני ובמגוון.
  8. העשרת המערכת מאפשרת הוספת אלמנטים ביוטיים נוספים (שתילת עצים).
- שיקום תפקודי של מערכת ממודברת פירושו נקיטת אמצעים ממשקיים להגדלת המבלעים למים ולהקטנת הדליפה במטרה להגדיל את הפוריות והמגוון הביולוגי של המערכת.

### איומים / תהליכים המתרחשים בשטחי סוואניזציה

#### שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

1. **שינויי אקלים** – תהליך המדובר בא לידי ביטוי בשינוי מבני של המערכת הדו-כתמית (קרומי קרקע וכתמי שיח), **ירידה בכיסוי השיחים ועליה בשטח הקרומים**.
2. לשינוי המבני השלכות תפקודיות על משק המים. במערכת הממודברת הקרומים המשמשים כמקור למי נגר מיצרים כמויות נגר העולות על יכולת המבלע של כתמי השיחים ולכן **המערכת מאבדת משאב מרכזי – מים**.
3. כאשר יחסי המקור והמבלע משתנים כתוצאה מתהליכי מדבור והמערכת דולפת (מאבדת משאבים החוצה, למערכות אחרות) יש **ירידה בפוריות ובמגוון הביולוגי שלה**.
4. השינוי המבני והעשרת המערכת באלמנטים ביוטיים שאינם טבעיים למערכת (שתילת העצים) מביאים **לעליה במינים שאינם מקומיים המשפיעים על החי והצומח המקומי – דחיקה והעלמות מינים טבעיים למערכת**.

### משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר

#### יתנו אינפורמציה על המגוון הביולוגי לאור תהליכי

#### השיקום התפקודי המתוארים לעיל:

### אינדיקטורים לתיאור מצב הנוף:

1. **צפיפות שיחים וארגונים במרחב** – אינדיקטור זה מצביע ישירות

מיקום תחנות הניטור	האינדיקטורים המתאימים לניטור המערכת [פירוט למעלה]	סדר גודל של טיפול בק"מ	סוג הטיפול של השטח
<p><b>ניטור השוואתי-אגנים מטופלים-</b></p> <p>1. סיירת שקד</p> <p>2. שגרירים [נחל כרכור - גרר]</p> <p>בשני אתרים אלה מנטרים נגר וסחף ע"י היחידה לחקר הסחף.</p> <p><b>אגנים לא מטופלים - ביקורת-1</b></p> <p>אזורים בלי בדואים</p> <p>1. בסיס נבטים</p> <p>2. בסיס חצרים</p> <p><b>אגנים לא מטופלים - ביקורת-2</b></p> <p>אזורים לא מטופלים עם רעיה של בדואים</p>	<p>1. אינדיקטורים למצב הנוף</p> <p>2. אינדיקטורים למצב המים</p> <p>3. מינים שהם חלק מתפקוד המערכת</p> <p>4. מינים המגיבים לשינויים במערכת בעקבות הטיפולים</p>	אגני היקוות עד 20 קמ"ר	<p><b>טיפול אגני בקצירי נגר:</b></p> <p>1. שיחים</p> <p>2. לימנים</p> <p>3. סכרים</p>
<p><b>ניטור השוואתי - נחל מטופל - נחל זיז</b></p> <p><b>נחל לא מטופל - מעלה נחל זיז</b></p>	<p>6. נגר [כבר מודדים ביחידה לחקר הסחף, אולי יש להוסיף מספר קטן של תחנות]</p> <p>7. עופות</p> <p>8. הרכב צומח מעוצה ומינים פולשים מחקלאות</p> <p>9. זוחלים</p> <p>10. עכבישים [תלוי בעלויות ואירגון]</p>	עשרות ק"מ של רצועות מטופלות	<b>שיקום נחלים וואדיות</b>

## מערך הניטור

8 תחנות לניטור באזורי סוואניזציה	התהליך / האיום
<p><u>אגנים מטופלים -</u></p> <p><u>תחנה 1: סיירת שקד</u></p> <p><u>תחנה 2: שגרירים [נחל כרכור - גרר]</u></p> <p>בשני אתרים אלה מנטרים נגר וסחף ע"י היחידה לחקר הסחף.</p> <p><u>אגנים לא מטופלים- ביקורת 1 - אזורים בלי בדואים</u></p> <p><u>תחנה 3:</u></p> <p>בסיס נבטים</p> <p><u>תחנה 4: בסיס חצרים</u></p> <p><u>אגנים לא מטופלים - ביקורת-2-</u></p> <p><u>תחנה 5, 6: אזורים לא מטופלים עם רעיה של בדואים</u></p>	<p><b>טיפול אגני בקצירי נגר:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• שיחים</li> <li>• לימנים</li> <li>• סכרים</li> </ul>
<p><u>תחנה 7: נחל מטופל - נחל זיז</u></p> <p><u>תחנה 8: נחל לא מטופל - מעלה נחל זיז</u></p>	<b>שיקום נחלים וואדיות</b>



יעלים צילים: דורון ניסים

## 10. המלצות לניטור צוות הדרום-הצחיח

צוות המומחים שיעץ בבניית התוכנית: בני שלמון, דפנה כרמלי, אלי גרונר, אורי שיינס, גיל בן נתן, שחר אלטרמן.

### הגדרת האזור / המערכת:

בתי הגידול העיקריים הנמצאים בתחום ההגדרה האקלימי של מדבר צחיח קיצון - מתחת ל 50 מ"מ גשם בשנה.

- נחלי שיטים
- מלחות
- חולות
- מישורי חצץ
- מניפות סחף
- מצוקי הרים ומדרונות

בתחום הגדרה אקלימי זה בישראל נכללים האזורים הבאים:

- הרי הנגב המזרחי (משפת מכתש רמון ומזרחה)
- הערבה
- הנחלים הגדולים

- הרי אילת (גבולות האזור מתאימים למפה של תוכנית הניטור, אך יש להוסיף את כל החלק הצפון מזרחי (שלא מסומן כרגע במפה בכלל) עד לגבול נאות הכיכר כולל מצוקי צין הנמוכים).

### איומים / תהליכים הקיימים באזור המוגדר לעיל על פי סדר חשיבותם:

1. השפעת שטחי חקלאות על השטחים הפתוחים הסמוכים להם
2. כריית חול מבתי הגידול החוליים
3. השפעת ישובים / מחנות צבא
4. שינויי אקלים - בצורות
5. פעילות צבא
6. השפעת כבישים
7. זיהום ממפעלי הפוספטים

### משתנים מרכזיים לניטור (אנדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד בתי הגידול השונים לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:

- משתנה א-ביוטי חשוב שיש לנטר ללא קשר לאיום ספציפי ואיננו מנוטר ע"י גוף כל שהוא - ניטור שיטפונות (או ע"י חישה מרחוק אם אפשר, או ע"י מודדי שיטפונות בנחלים מסדרים שונים (לכבר עם היחידה לחקר הסחף). עקב חשיבותם המכרעת על האזור ובתי הגידול כולם.

האיום / התהליך	בתי הגידול המושפעים מדורגים לפי חשיבות	משתנים לניטור מדורגים לפי חשיבות לכל איום/ תהליך בנפרד
<b>חקלאות</b>	1. חולות 2. נחלי שיטים 3. מלחות	1. ניטור יונקים - שועל מצוי, תנים, זאבים, קיפוד מדבר, דורבנים (שיטות: סמנים משניים - עקבות, גללים, סמני פעילות בחתכים מהשטח החקלאי לשטח הפתוח) 2. ניטור צומח - חתכים מהשטח החקלאי לשטח הפתוח 3. ניטור עופות - מינים מלווי אדם, ומינים מדבריים מובהקים (תצפיות)
<b>השפעת כרייה על סביבת החולות הקרובה</b>	חולות	1. ניטור זוחלים - ישימונית תמנע בחתכים קבועים בלבד 2. ניטור מכרסמים - מלכודות בחלקות קבועות 3. ניטור פרוקי רגליים - שחרוריות מהמינים פמליה, וארודיוס בלבד (אינדיקטורים לחולות). 4. ניטור צומח - מגוון מיני רב וחד שנתיים בחלקות קבועות
<b>השפעת ישובים / מחנות צבא</b>	1. מישורי חצץ 2. נחלי שיטים 3. מניפות סחף 4. מלחות	1. ניטור יונקים - קיפודי מדבר, דורבנים, תנים, שועל מצוי, זאבים. (שיטות: סמנים משניים - עקבות, גללים, סמני פעילות בחתכים משטח הישוב לשטח הפתוח) 2. ניטור זוחלים (בחתכים משטח הישוב לשטח הפתוח)
<b>שינויי אקלים - בצורות</b>	נחלי שיטים חולות מלחות מניפות סחף מישורי חצץ מצוקים ומדרונות	בכל בתי הגידול - יש לחלק את הערוצים לסדרים (ערוץ מסדר גדול, בינוני וקטן) ולבצע בהם ניטור צומח - % כיסוי צומח רב שנתי חי/ מת <b>בחולות</b> - נבצע רק ניטור צומח - פרקק פרסי בלבד

<p>1. ניטור צומח - % כיסוי צומח (חישה מרחוק בלבד)  2. ניטור עופות - אלימונים ועפרוני כחילי (רק במניפות סחף ונחלים מתונים)  3. ניטור יונקים - צבאים בלבד</p>	<p>1. נחלי שיטים  2. מניפות סחף  3. מלחות</p>	<p><b>פעילות צבא</b></p>
<p>1. ניטור צומח- מינים פולשים לאורך הכבישים (מרשימת מינים מיוחדת, לאורך קטעי כביש קבועים)  2. ניטור בע"ח דרוסים- איסוף כל הידע המצטבר על בע"ח שנדרסו באזור</p>	<p>1. מניפות סחף  1. מישורי חצץ  [חשיבות זהה]</p>	<p><b>כבישים</b></p>
<p>1. ניטור דגימות קרקע - בשלושה אתרי ניטור הנמצאים במרחקים הולכים וגדלים ממקור הזיהום אל תוך השטח הפתוח  2. ניטור צומח - רמת פרודקטיביות ע"י חישה מרחוק  3. ניטור מזהמים - אבק וכו', ע"י חישה מרחוק</p>	<p>1. נחלי שיטים  2. מלחות  3. מישורי חצץ  4. מצוקים ומדרונות</p>	<p><b>זיהום מפעלי הפוספטים</b></p>

## מערך הניטור

תחנות לניטור דרום צחיח	איומים / תהליכים
<p>תחנה 1, 2: שתי תחנות שיש בהן שטחים חקלאיים מעובדים מכל אחד מהם יצאו 3 חתכים היוצאים מגבול השדות אל עבר הטבע בבתי גידול של נחלי שיטים בלבד יונקים - צבאים ויעלים צומח - שיטה ורכפתן עופות- עורב חום עורף, טריסטרמית, שחור זנב</p>	<p><b>חקלאות</b></p>
<p>תחנות 3,4,5: שלוש תחנות, עם 3 חתכים מגבול הישוב אל עבר הטבע, בישובים הסמוכים לשלושת סוגי בתי הגידול הבאים: <u>נחלי שיטים</u>, <u>מישורי חצץ</u>, <u>מניפות סחף</u> יונקים - קיפודי מדבר, דורבנים, תנים, שועל מצוי, זאבים. זוחלים</p>	<p><b>השפעת ישובים / מחנות צבא</b></p>
<p>תחנות 3,4,5: [נחלי שיטים, מישורי חצץ, מניפות סחף]  תחנות 6,7,8: [מצוקים ומדרונות, חולות, מלחות]  צומח- % כיסוי צומח רב שנתי חי/ מת [בחולות פרקרק פרי בלבד]  [בניטור הערוצים יש לחלק אותם לסדרים (ערוץ מסדר גדול, בינוני וקטן)]</p>	<p><b>שינויי אקלים- בצורות</b></p>
<p>תחנה 9,10,11: שלוש תחנות עם פעילות צבאית אינטנסיבית בשלושה בתי גידול: <u>נחלי שיטים</u>, <u>מניפות סחף</u>, <u>מלחות</u>  1. צומח - % כיסוי צומח (חישה מרחוק בלבד)  2. עופות - טריסטרמית, שחור זנב  3. ניטור יונקים - צבאים בלבד</p>	<p><b>פעילות צבא</b></p>

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי בדרום - הצחיח

### הגדרת המערכת לניטור:

בתי הגידול העיקריים הנמצאים בתחום ההגדרה האקלימי של מדבר צחיח קיצון - מתחת ל-50 מ"מ גשם בשנה.

- נחלי שיטם
- מלחות
- חולות
- מישורי חצץ
- מניפות סחף
- מצוקי הרים ומדרונות

### הגדרת האזורים:

- הרי הנגב המזרחי (משפת מכתש רמון ומזרחה)
- הערבה
- הנחלים הגדולים
- הרי אילת.

(גבולות האזור מתאימים למפה של תוכנית הניטור, אך יש להוסיף את כל החלק הצפון מזרחי (שלא מסומן כרגע במפה בכלל) עד לגבול נאות הכיכר כולל מצוקי צין הנמוכים.)

### איומים/תהליכים המתרחשים באזור הדרום הצחיח שנבחרו לניטור בתוכנית זו:

1. השפעת שטחי חקלאות על השטחים הפתוחים הסמוכים להם
2. השפעת ישובים / מחנות צבא
3. שינויי אקלים - בצורות
4. פעילות צבא

### משתנים מרכזיים לניטור (אינדיקטורים) אשר יתנו אינפורמציה על מצב / תפקוד המערכת בתי הגידול השונים לאור האיומים / תהליכים המתוארים לעיל:

1. משתנה א-ביוטי חשוב שיש לנטר ללא קשר לאיום ספציפי- ניטור שיטפונות (או ע"י חישה מרחוק אם אפשר, או ע"י מודדי שיטפונות בנחלים מסדרים שונים- התחנה לחקר הסחף
2. משתנה ביוטי שיש לנטר ללא קשר לאיום ספציפי - יצרנות ראשונית לאחר שיטפונות (תצ"א או צילומי לוויין)

אינדיקטורים	איומים / תהליכים
ניטור השוואתי - בשולי האזורים החקלאיים לעומת שטחים טבעיים באזורי נחלי השיטם בלבד של: 1. יונקים - צבאים ויעלים 2. צומח - שיטה ורכפתן 3. עופות - מינים מלווי אדם, ומינים מדבריים מובהקים	חקלאות
ניטור השוואתי - בחלקות סמוך ליישוב ומרוחקות מיישוב בבתי הגידול הבאים: נחלי שיטם, מישורי חצץ, מניפות סחף של: 1. יונקים - קיפודי מדבר, (דורבנים, תנים, שועל מצוי, זאבים). 2. זוחלים - בחתכים משטח הישוב לשטח הפתוח)	השפעת ישובים / מחנות צבא
בכל בתי הגידול - נחלי שיטם, חולות, מלחות, מניפות סחף, מישורי חצץ, מצוקים ומדרונות ננטר: צומח - % כיסוי צומח רב שנתי חי/ מת בחולות - ניטור צומח - של פרקרק פרסי בלבד [בניטור הערוצים יש לחלק אותם לסדרים (ערוץ מסדר גדול, בינוני וקטן)]	שינויי אקלים-בצורות
ניטור השוואתי - באזורים עם פעילות צבא אינטנסיבית לעומת שטחים מרוחקים, בבתי הגידול הבאים: נחלי שיטם, מניפות סחף, מלחות של: 1. צומח - % כיסוי צומח (חישה מרחוק בלבד) 2. עופות - טריסטרמית, שחור זנב, עפרוני חכליל, אלימון 3. ניטור יונקים - צבאים בלבד	פעילות צבא



סטירית פקוהה צילם: דורון ניסים

## 11. המלצות לניטור צוות הקלאות

### הגדרת המערכת לניטור:

במקרה שלפנינו אין אפשרות להגדיר מערכת ברורה על בסיס גיאוגרפי או מרכיבים דומיננטיים כמו במקרה של כל שאר הצוותים. שטחי הקלאות פרוסים כמעט בכל האזורים הגיאוגרפיים בארץ ואופי הגידולים והעיבוד משתנה מאוד. לעיתים הגידולים הם על בסיס עונתי / חד שנתי (אבטיח, חיטה) ולעיתים זו מערכת קבועה שאינה משתנה לאורך שנים רבות (מעל עשור, כמו במקרה של מטעים). בנוסף לשינויים בסוגי הגידולים, יש שינויים רבים בשיטות הגידול והממשק, באופי השטח הסובב ובגודל השטחים עצמם (תוספות שטחים לחקלאות), אשר אינם ניתנים לחיזוי מראש.

**חלוקה גיאוגרפית של שטחי החקלאות בישראל:**  
מחלוקה זו יגזרו תחנות הניטור השונות -

צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית: יעל מנדליק, משה קול, אורית סקוטלסקי, דרור מינץ, ליאורה שאלתיאל, עמית דולב, יעל לובין, אבי פרבולוצקי, דותן רותם.

### מטרות הניטור במערכות חקלאיות:

- ברור תרומתם של שטחי חקלאות למגוון הביולוגי הטבעי הקיים באופן טבעי בשטחים הפתוחים הסמוכים להם (ניטור השוואתי) תוך ניטור השפעות שליליות של מערכות חקלאיות (סוגי גידולים, פעולות שונות...) על המגוון הביולוגי בשדה החקלאי /או בסביבתו הקרובה.
- לבדוק האם יש מערכות חקלאות שתורמות יותר מאחרות למגוון הביולוגי? (אורגני, משמר, גד"ש מטעים, פלחה וכו'..)

אזור	סוגי הגידולים העיקריים [משוער ע"י הצוות וממתין לאישוש מנתונים]
גליל עליון (יראון- ברעם)	מטעים, כרמים
העמקים (זרעאל, החולה, בית שאן)	גד"ש, ירקות
מישור החוף	ירקות
נגב צפוני	פלחה
ערבה (צפונית ודרומית)	צפונית - בתי צמיחה דרומית - מטעי תמרים
מיוחדים	אורגני, חקלאות משמרת

## מעריך הניטור

לאחר מיפוי שטחי החקלאות בישראל לפי סוגי גידולים מרכזיים בכל אזור (ברזולוציה גסה), נוכל לקבל החלטה היכן מקימים את תחנות הניטור השונות.

### כל תחנת ניטור תכלול סט של שלושה דיגומים:

1. בלב השטח החקלאי
2. בשטח הטבעי שגובל עם השטח החקלאי
3. בשטח טבעי בעל אותם מאפיינים של בית הגידול הנדגם ב-2 אך מרוחק מהשטח החקלאי רצוי מעל ל-200 מ'.

### משתנים רלוונטיים לניטור במערכות חקלאיות (אינדיקטורים) אשר יתנו תמונה על המגוון הביולוגי

### הנמצא בלב השטחים החקלאיים ועל המגוון הנמצא

### בשטחים הטבעיים הסמוכים לשטחי חקלאות:

[מדורגים לפי סדר חשיבות]

1. פרוקי רגלים שוכני קרקע
2. פרוקי רגליים שוכני צמחים
3. מיקרוביוטה של הקרקע - מגוון בקטריאלי
4. משתנים א-ביוטיים בקרקע - חומר אורגני, חנקן, תהליכי מינרליזציה
5. רמת פעילות של עופות
6. רמת פעילות של עטלפי חרקים
7. רמת פעילות של זוחלים

### לכל משתנה לניטור נקבעה שיטת הניטור המתאימה ביותר על פי מעריך הניטור לעיל:

#### 1. פרוקי רגליים

א. ניטור פרוקי רגליים שוכני קרקע-

בכל נקודה יועמדו 3 מלכודות נפילה המכילות פרופילן גליקול שיהיו פתוחות למשך 3 ימים. סה"כ בכל סט של 3 נקודות נקבל 9 מלכודות נפילה. החומר שילכד יועברו למיון והגדרה לפי מדדים

מורפולוגיים כלליים לאחת ממעבדות האנטומולוגיה בארץ. לכידות אלו יתנו אינפורמציה של עושר, שפע והרכב סיסטמטי של חסרי חוליות בכל נקודה על הסט. הניטור יתבצע שלוש פעמים בשנה, אחת לשנתיים.

ב. ניטור פרוקי רגליים שוכני צמחים -

באותן תחנות ניטור אזוריות, בכל אחת משלוש הנקודות שבסט יבוצעו 15 דקות של נפנופי רשת מעל צמחים. החומר שייאסף יועברו למיון והגדרה לפי מורפולוגיה באחת ממעבדות האנטומולוגיה בארץ. הניטור יתבצע שלוש פעמים בשנה, אחת לשנתיים.

#### 2. מיקרוביוטה של הקרקע

איסוף הקרקע יתבצע מאותן נקודות בהן יוצבו מלכודות הנפילה בחזרות.

הדוגמאות יועברו לאנליזה באחת ממעבדות למיקרוביולוגיה של קרקע בארץ.

-בדיקות א-ביוטיים: אחוז חומר אורגני, אחוז מים, חנקן מומס בקרקע.

-בדיקות ביוטיים: פרופיל גנטי של אוכלוסיות החיידקים בקרקע - מגוון בקטריאלי, דמיון ושוני בין תחנות (אזוריים) / גידולים / שנים. הניטור יתבצע אחת לשנתיים.

#### 3. רמת פעילות של עופות

ניטור של קינון ושיחור עופות בכל אחת משלוש הנקודות שעל הסט בשיטת ספירות נקודה.

#### 4. רמת פעילות של עטלפי חרקים

מנטרים עוצמת פעילות בשתי נקודות על הסט בלבד: עוצמת פעילות בשטח החקלאי, ועוצמת פעילות בשטח הטבעי שרחוק מחקלאות. תדירות הניטור תקבע בהמשך.

#### 5. עוצמת פעילות של זוחלים

בכל אחת מהנקודות שעל הסט ננטר פעילות זוחלים בחתך תוך כדי הליכה לאורכו. אורך החתך x - מטר. לכל תחנת ניטור 3 חתכי זוחלים.

## תוכנית לניטור מגוון ביולוגי במערכות חקלאיות

### מטרות הניטור במערכות חקלאיות:

- ברור תרומתם של שטחי חקלאות למגוון הביולוגי הטבעי הקיים באופן טבעי בשטחים הפתוחים הסמוכים להם (ניטור השוואתי) תוך ניטור השפעות שליליות של מערכות חקלאיות (סוגי גידולים, פעולות שונות...) על המגוון הביולוגי בשדה החקלאי ו/או בסביבתו הקרובה.
- לבדוק האם יש מערכות חקלאות שתורמות יותר מאחרות למגוון הביולוגי? (אורגני, משמר, גד"ש מטעים, פלחה וכו'..).

### הגדרת המערכת לניטור:

שטחי חקלאות פרוסים כמעט בכל האזורים הגיאוגרפיים בארץ ואופי הגידולים משתנה מאוד. לעיתים הגידולים הם על בסיס עונתי / חד שנתי (אבטיח, חיטה) ולעיתים זו מערכת קבועה שאינה משתנה לאורך שנים רבות (מעל עשור, כמו במקרה של מטעים). בנוסף לשינויים בסוגי הגידולים, יש שינויים רבים בשיטות הגידול והממשק, באופי השטח הסובב ובגודל השטחים עצמם (תוספות שטחים לחקלאות), אשר אינם ניתנים לחיזוי מראש.

### חלוקת שטחי החקלאות בישראל

בנספח 8 ניתן לראות את מפת השטחים החקלאיים בישראל וכן פילוח ראשוני של סוגי גידולים: חממות, הדריים, מטעים, גידולים בשטח פתוח. יתכן ויהיה צורך לבצע מיפוי הכולל חלוקת השטחים לגידולים השונים, מחלוקה זו יגזרו תחנות הניטור השונות -

אזור	סוגי הגידולים העיקריים [משוער ע"י הצוות וממתין לאישוש מנתונים]
גליל עליון (יראון- ברעם)	מטעים, כרמים
העמקים (זרעאל, החולה, בית שאן)	גד"ש, ירקות
מישור החוף	ירקות
נגב צפוני	פלחה
ערבה (צפונית ודרומית)	צפונית- בתי צמיחה דרומית- מטעי תמרים
חקלאות ערבית	הכל, בחלקות קטנות, להפריד בין חלקות מושקות בקולחין ושפירים
מיוחדים	אורגני, חקלאות משמרת

## מערך הניטור

לאחר מיפוי שטחי החקלאות בישראל לפי סוגי גידולים עיקריים בכל אזור (ברחובי גסה), נוכל לקבל החלטה היכן מקימים את תחנות הניטור השונות ומה יהיה היחס בין מספרי התחנות באזורים השונים.

### כל תחנת ניטור תכלול סט של שלושה דיגומים:

1. בלב השטח החקלאי
2. בשטח הטבעי שגובל עם השטח החקלאי
3. בשטח טבעי בעל אותם מאפיינים של בית הגידול הנדגם ב- 2 אך מרוחק מהשטח החקלאי רצוי מעל 200 מ'.

## משתנים רלוונטיים לניטור במערכות חקלאיות (אינדיקטורים), אשר יתנו תמונה על המגוון הביולוגי הנמצא בלב השטחים החקלאיים ועל המגוון הנמצא בשטחים הטבעיים הסמוכים לשטחי חקלאות:

בקרע  
- בדיקות ביוטיות: פרופיל גנטי של אוכלוסיות החיידקים בקרע -  
מגוון בקטריאלי, דמיון ושוני בין תחנות (אזורים) / גידולים / שנים.  
הניטור יתבצע אחת לשנתיים.

### 3. עופות

ניטור של קינון ושיחור עופות בכל אחת משלוש הנקודות שעל הסט בשיטת ספירות נקודה.

### 4. רמת פעילות של עטלפי חרקים

מנטרים עוצמת פעילות בשתי נקודות על הסט בלבד: עוצמת פעילות בשטח החקלאי, ועוצמת פעילות בשטח הטבעי שרחוק מחקלאות. תדירות הניטור תקבע בהמשך.

### 5. זוחלים

בכל אחת מהנקודות שעל הסט ננטר מגוון זוחלים בחתך תוך כדי הליכה לאורכו. אורך החתך X - מטר. לכל תחנת ניטור 3 חתכי זוחלים. המטרה היא הבנת עוצמת השימוש של קבוצה זו בשטחים החקלאיים כמסדרון מעבר משטח טבעי אחד למשנהו.

### 6. מכרסמים

בכל אחת מהנקודות שעל הסט ננטר מכרסמים בחתך תוך כדי הליכה לאורכו. אורך החתך X - מטר. לכל תחנת ניטור 3 חתכי מכרסמים. המטרה היא הבנת עוצמת השימוש של קבוצה זו בשטחים החקלאיים כמסדרון מעבר משטח טבעי אחד למשנהו.

### 7. יונקים

בכל אחת מהנקודות שעל הסט ננטר יונקים בחתך תוך כדי הליכה לאורכו. אורך החתך X - מטר. לכל תחנת ניטור 3 חתכי יונקים. המטרה היא הבנת עוצמת השימוש של קבוצה זו בשטחים החקלאיים כמסדרון מעבר משטח טבעי אחד למשנהו.

### 8. מיני צומח פולשים

בשולי השדות החקלאיים - בשטחים הטבעיים הגובלים עם השדה, ננטר זליגת מיני צומח לא טבעי אל הטבע.

1. פרוקי רגליים שוכני קרקע
2. פרוקי רגליים שוכני צמחים
3. מיקרוביוטה של הקרקע - מגוון בקטריאלי
4. משתנים א-ביוטים בקרקע - חומר אורגני, חנקן, תהליכי מינרליזציה
5. עופות
6. רמת פעילות של עטלפי חרקים
7. זוחלים
8. מכרסמים (השימוש בשדה כמסדרון)
9. יונקים (השימוש בשדה כמסדרון)
10. צומח - בשולי השדות

## לכל משתנה לניטור נקבעה שיטת הניטור המתאימה ביותר על פי מערך הניטור לעיל:

### 1. פרוקי רגליים

#### א. ניטור פרוקי רגליים שוכני קרקע -

בכל נקודה יועמדו 3 מלכודות נפילה המכילות פרופילן גליקול שיהיו פתוחות למשך 3 ימים. סה"כ בכל סט של 3 נקודות נקבל 9 מלכודות נפילה. החומר שילכד יועברו למיון והגדרה לפי מדדים מורפולוגיים כלליים לאחת ממעבדות האנטומולוגיה בארץ. לכידות אלו יתנו אינפורמציה של עושר, שפע והרכב סיסטמטי של חסרי חוליות בכל נקודה על הסט. הניטור יתבצע שלוש פעמים בשנה, אחת לשנתיים.

#### ב. ניטור פרוקי רגליים שוכני צמחים -

באותן תחנות ניטור אזוריות, בכל אחת משלוש הנקודות שבסט יבוצעו 15 דקות של נפנופי רשת מעל צמחים. החומר שייאסף יועברו למיון והגדרה לפי מורפולוגיה לאחת ממעבדות האנטומולוגיה בארץ. הניטור יתבצע שלוש פעמים בשנה, אחת לשנתיים.

### 2. מיקרוביוטה של הקרקע

איסוף הקרקע יתבצע מאותן נקודות בהן יוצבו מלכודות הנפילה בחזרות.

הדוגמאות יועברו לאנליזה באחת ממעבדות למיקרוביולוגיה של קרקע בארץ.

- בדיקות א-ביוטיות: אחוז חומר אורגני, אחוז מים, חנקן מומס



אילנית צילם: הלל גלזמן

## 12. המלצות לניטור בתי גידול לחים בישראל

צוות המומחים שיעץ בכניית התוכנית: ניסים קשת, אבי אוזן, מנחם גורן, ירון הרשקוביץ, שריג גפני, אלון זסק

### איזמים/תהליכים המתרחשים בבתי גידול לחים בישראל:

1. דלדול מקורות המים
2. זיהום המים (כולל הרעלות)
3. תיעול והסדרה של נחלים
4. שינוי במשטר הזרימה הטבעי
5. חדירת מינים פולשים - פאונה ופלורה

### משתנים חשובים לניטור בכל בתי הגידול הלחים (על פי סדר חשיבות):

#### 1. משתנים א-ביוטיים:

- כמות המים (ספיקות)
- איכות המים
- מבנה בית הגידול - טיפולוגיה - מבנה, מצע, מאפיינים פיזיים כללים וכו'

#### 2. משתנים ביוטיים:

- צומח מים
- חסרי חוליות
- דגים
- דו-חיים

#### 3. איסוף מיפוי ושכבות GIS: עבודה לדו"ח מצב הטבע

- אגני ניקוז - רשת ניקוז
- מתקנים הידראוליים
- מיפוי בתי גידול לחים (לפי הקלטיפיקציה)
- מיפוי פוליגוני לגופי המים (הכוונה למיפוי של שטח בית הגידול הלח ולא לסימון של נ"צ מרכזי במיוחד)

#### תוכנית הניטור תתבצע בשתי סקאלות ניטור

1. בתי גידול שינוטרו כל שנה, פעמיים בשנה (חורף ואביב).
2. בתי גידול שינוטרו אחת ל- 5 שנים, פעמיים באותה שנה (חורף ואביב).

## מהם בתי הגידול הלחים בישראל? - תיעודף לניטור

### קבוצה 1: תנוטר כל שנה, פעמיים בשנה (על פי סדר חשיבות)

1. בריכות חורף
2. נחלים (עפ"י טיפולוגיה)
3. ביצות
4. מעיינות

### קבוצה 2: תנוטר אחת ל- 5 שנים, פעמיים בשנה (על פי סדר חשיבות)

1. מקווי מים מעשה ידי אדם
2. גבים
3. אגם (כנרת)

- זייתא
- גיבתון
- כרי נעמן

#### 4. מעיינות: ניטור דו עונתי - תחילת חורף ואביב.

- עיינות צוקים
- עין תאו
- עין תות
- עין טינה
- מעיינות נחל קנא
- עין עבדת

## ניטור אחת ל-5 שנים יתבצע באתרים שונים, של בתי הגידול הבאים:

1. בריכות חורף:
2. נחלים: יבנאל, אלכסנדר, שורק
3. ביצות: ביצת פולג
4. מעיינות: עין אפק, ברקן - סנונית, מעיין בנחל הבשור
5. מקווי מים מלאכותיים:
6. גבים:
7. אגם - כינרת:

## מערך הניטור - ניטור כל שנה יתבצע באתרים שונים, של בתי הגידול הבאים:

### 1. בריכות חורף: ניטור דו עונתי - תחילת חורף ואביב

- גולן:
- גליל: סאסא, משכנה, בריכת דלתון (בזלת)
- מישור החוף: בריכת יער, סמר, דורה
- בריכות סלע: ברקת, צ'רתא

### 2. נחלים: ניטור דו עונתי - תחילת חורף ואביב

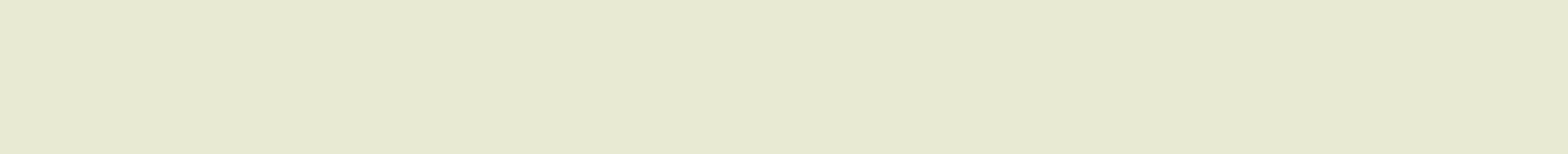
- נחלי החוף: נחל תנינים עליון - מים מתוקים ובמורד הנחל - מים מליחים. (נתונים אלה יושוו לנתונים מנחלי הקישון והירקון המנוטרים ממילא)

- נחל במערכת הירדן: הירדן ההררי (מגשר הפקק דרומה)

- נחל איתן מדברי: נחל ערוגות

- \* בנחלים אלו יערך סיור מקדים ע"מ לקבוע את מיקום נקודות הדיגום עפ"י בתי הגידול בתוך הנחל

3. ביצות ממישור החוף: (אגמון החולה כבר מנוטר) ניטור רק פעם בשנה.



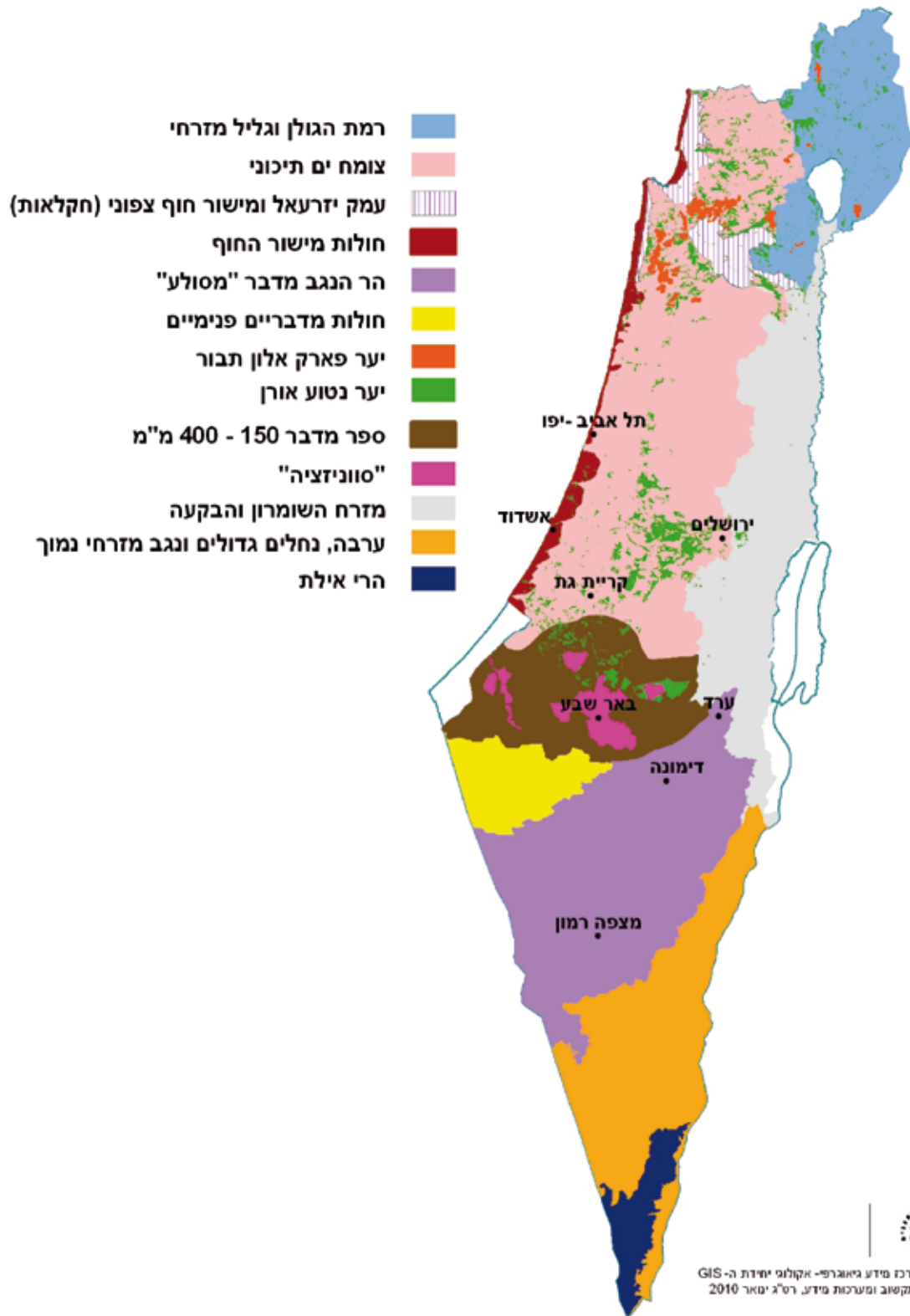


חלק ב' - נספחים



קרקל צילם: דורון ניסים

## נספח 1- חלוקת הארץ עבור תכנית הניטור הלאומית



## נספח 2- חברי וועדת השיפוט של תוכנית הניטור

1. אבי פרבולוצקי
2. איציק משה
3. אלי גרונר
4. בני שלמון
5. דידי קפלן
6. יגיל אסם
7. יהושע שקדי
8. יוחאי כרמל
9. יונת מגל
10. ישראל טאובר
11. מנחם זלוצקי
12. מרגרטה וולצ'אק
13. משה שחק
14. עידו יצחקי
15. תמר אחירון-פרומקין

## נספח 3- אינטגרציה בין צוותי הניטור

טבלה 3, א: אינטגרציה - איומים / תהליכים

האיום / התהליך	חורש	בתות	יער פארק	יער נטוע	חולות חוף	ספר מדבר	חולות פנימיים	הר הנגב	דרום צחיח	סוואניזציה
סוקצסיה	+	+	+	+			+			
שינויי אקלים	+			+				+	+	+
השפעת אדם על הטבע הקרוב [חקלאות, ישובים, מחנות צבא]	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
פעילות אדם בתוך הטבע [נופש, פעילות רכובה, חניונים, אימוני צבא]				+	+	+	+	+	+	
רעיה		+	+			+	+			
אחרים	דמוגרפיה	קיטוע גידור + כבישים	דמוגרפיה	שריפות	מינים פולשים	קיטוע			שיטפונות	מינים מתפרצים

טבלה 3, ב': אינטגרציה - אינדיקטורים לניטור

האיום / התהליך	חורש	בתות	יער פארק	יער נטוע	חולות תוף	ספר מדבר	חולות פנימיים	הר הנגב	דרום צחיח	סוואניזציה
סוקצסיה	מעוצים עופות פרפרים	מעוצים [כיסוי]	מעוצים [כיסוי]				מעוצים [כיסוי] קרומים [כיסוי]			
שינויי אקלים	מעוצים							מעוצים [אלות אטלנטיות תמותת שיחים]	מעוצים [שיטים, רכפתנים]	
השפעת אדם על הטבע הקרוב [חקלאות, ישובים, מחנות צבא]	יונקים עופות	יונקים עופות [מתפרצים]	יונקים [מתפרצים]	מעוצים מינים מיוחדים זוחלים מכרסמים	יונקים עופות [מתפרצים]	יונקים עופות [מתפרצים]	מעוצים פולשים / רדרליים חיפושיות עופות - דוגרי קרקע זוחלים	דורבנים קיני נמלים איזופודים יונקים ועופות [מתפרצים]	יונקים עופות [מתפרצים] דורבנים זוחלים	כיסוי שיחים כיסוי קרומים נגר טרמיטים נמלים
פעילות אדם בתוך הטבע [נופש, פעילות רכובה, חניונים, אימוני צבא]				מעוצים זוחלים מכרסמים	מעוצים זוחלים מכרסמים	סחיפת קרקע	מעוצים חיפושיות עופות - דוגרי קרקע זוחלים	מעוצים דורבנים נמלים איזופודים	מעוצים עופות זוחלים [טריסטרמיות, שחורי זנב] יונקים גדולים	שבלולים עופות זוחלים עכבישים
רעה		מעוצים מינים נברנים וחולדים	מעוצים מכרסמים			מעוצים + רודרליים סחיפת קרקע	מעוצים חיפושיות עופות - דוגרי קרקע מכרסמים			
אחרים	גיוס זריעים	יונקים		גיוס זריעים	מינים פולשים	יונקים				



צבעוני ססגוני צילם: אורית גינסבורג

## נספח-4 סקר צומח בדרום - פרויקט פיילוט

לשטח. הסקר המובא כאן, נערך בחודשים מרץ-יולי 2010, וכלל את הערבה מנחל תמר עד אילת, את איזור מפרץ אילת, הבקעות הגבוהות והרי אילת. במהלך הסקר נערכו רישומי תצפיות בדומה ל'כרטיסי רתם' לאתרים השונים, במקביל הוכנה רשימה של כל המינים הידועים לנו מאזור הדרום רחוק, ונערכה הערכה מחודשת של נדירותם בהשוואה לנרשם בטבלאות חוברת פרגמן וחוב' 1999. כמו כן נרשם בית הגידול האופייני לכל מין, ואופיינו מינים המופיעים בשנה ברוכת ממטרים.

מוגש למאר"ג: תוכנית ניטור לאומית למגוון ביולוגי בישראל - צות דרום, ורשות הטבע והגנים. דודי ריבנר - קיבוץ אילות. דפנה כרמלי - קיבוץ סמר.

### תקציר:

בחורף-אביב 2010 היו שלושה אירועי גשם משמעותיים בדרום הרחוק, ולאחר שבאמצע פברואר נצפו עשרות פרטים של לשון-אפעה רבת-עלים ליד סמר, החלטנו, "ציידי הצמחים", לצאת



### מקרא:

עליון מימין לשמאל: שום סיני, ישימונית (אמברבואה) ורודה, טפרוסיה נאה, פשתנית ססגונית, לשון-אפעה רבת-עלים. תחתון מימין לשמאל: סנא (כסיה) מחודדת, מנתור מדבר, לונאה צרת-עלים, ארנבית זיפנית, נר-הלילה השסוע, בהק עקרבי.

## תוכן העניינים:

1 מבוא

2 שיטות עבודה

3. תוצאות

א. נדירות המינים

ב. צורות חיים

ג. הקשר צמח - בית גידול

ד. מינים של שנים גשומות

4. סיכום

5. מקורות

6. נספחים

### טבלאות ואיורים:

טבלה 1. מיון כלל מיני דרום ע"פ נדירותם

טבלה 1.1 נדירות 2010

טבלה 1.2 נדירות 1999

טבלה 2. מיון המינים

טבלה 2.1. מיון המינים ע"פ צורת חיים וע"פ נדירות 2010

טבלה 2.2. מיון המינים ע"פ צורת חיים וע"פ נדירות 1999

טבלה 3. אחוז המינים הניצפים

איור 4. מספר מינים לבית גידול

איור 5. מספר מינים נדירים עד נדירים מאוד ע"פ בית גידול

איור 6. מספר מינים בשנים גשומות ע"פ צורת חיים

### נספחים:

1. משקעים בערבה הדרומית, ע"פ סקר י. שלומי וח. גינת (טרם פורסם)

2. משקעים בערבה התיכונה וצפונית, מאתר מו"פ ערבה תיכונה

3. אתרים בסקר

4. מידע הכלול ברשימות 1 ו 2. רשימות הכוללות את המידע הנאסף בסקר ומוגשות כמסמכי PDF נפרדים

5. רשימת המינים הנדירים מאוד 2010

6. רשימת המינים המופיעים בעיקר בשנים גשומות, ע"פ א'-ב' שמות הצמחים

## 1. מבוא:

זו נכללו גם מינים מוכרים לאזור שנצפו בשנים קודמות. רשימה נוספת (רשימה מס' 2) כוללת את כל המידע שנאסף בשטח במסגרת הסקר השיטתי. שתי הרשימות מסודרות ע"פ א-ב' שמות הצמחים.

חלק משמות הצמחים שונו ע"י ועדת השמות. בדו"ח נרשמו המינים ע"פ השמות המופיעים באתרים צמח השדה. <http://www.wildflowers.co.il> וצמחיית ישראל ברשת <http://flora.huji.ac.il>, המעודכנים בשמות החדשים שנקבעו בוועדת השמות. בסוגריים נתון השם הישן המופיע בספרות.

המידע מעובד ע"פ הטבלה בחוברת רשימת צמחי הבר של ארץ ישראל וסביבותיה (פרגמן וחוב' 1999) (להלן טבלת 1999), ע"פ הספר האדום א' (שמידע ופולק 2007), רשימת המינים האדומים והנדירים כפי שמופיעה באתר רתם, ומידע עדכני מפייהם של דודי ריבנר, מימי רון, יאיר אור בני שלמון ובוטנאים נוספים.

## 3. תוצאות:

בסה"כ נמנו ברשימת צמחי הדרום הרחוק (רשימה מס' 1) 404 מינים, מתוכם נצפו בסקר 381 מינים, שהם 94.3% מהמינים ברשימה 1.

מבין המינים הניצפים הרוב הם חד-שנתיים (46.2%), אח"כ בני-שיח (24.4%), עשבוניים רב-שנתיים (14.2%), שיחים (6.3%), עצים (3.7%), גיאופיטים (2.4%) והשאר מטפסים, טפילים ומינים שלא זוהו סופית או שאין לנו מידע עליהם.

### א. נדירות המינים (איורים 1.1 ו-1.2)

**שני מינים** שע"פ טבלת 1999 **לא נראו** מאז 1965 ( $X=$  בטבלת 1999), נרשמו בסקר זה **כנדירים מאוד** (פיקוס בת-שקמה וסנא [כסיה] מחודד), מין שלישי שתול ביער הולנד ליד אילת (צלף רותמי).

מתוך **שלושה-עשר** מינים שב 1999 היו על סף הכחדה ( $0, 1-3$  אתרים), תשעה נצפו בסקר. חלוקת **שלושה-עשר** המינים: מין אחד נכחד כנראה (טפרוסיה נובית), **מין אחר לא נראה** מאז 1994 (שביט אתיופיה), **תשעה מינים** נרשמו **כנדירים מאוד**, חלקם ידועים מאתר אחד ואם לא, אז כמינים הגדלים רק בדרום הרחוק ובראש מפרץ אילת (חבלבל מצרי, דום מצרי, לשון-אפעה רבת-עלים, שחליים שרועים, בר-לוע סיני, שיחף שעיר, מנתור ערבי, מגסטומה זעירה, שרביטן מכונף [שלא נצפה בסקר]), **שני מינים** נחשבים **כנדירים** בלבד (לשון-פר מדברית, מלענאן דראר [שלא נצפה בסקר]).

44 מינים מתוך 46 מינים שמצוינים בטבלת 1999 כנדירים מאוד ( $RR, 4-30$  אתרים) נצפו בסקר. ע"פ ערכי נדירות 2010, 44 המינים מחולקים ל: **ארבעה מינים נדירים מאוד ורק באזור הדרום** - לשישית השיח (לא נצפתה בסקר), דרדר סיני, זצניה מזרחית (השנה היתה "שנת הזצניה") ופרסה משונצת; **שבעה מינים נדירים מאוד**: חבלבל סיני, מורינגה רותמית, מורינקת (מורינקדיה) סיני, מסמור סיני, נטופית המדבר, עירית דביקה, ציצן קצר; **שבעה מינים הם מינים נדירים רק של הדרום**, כלומר פחות נדירים ממה שנחשבו בעבר - ארנבית זיפנית, בת-קורנית הערבות, זקנצית הגממות, חבלבל מגורגר, לוטוס אילתי, קדד דליל, קדד מדברי; **14 מינים סווגו כנדירים בכל הארץ** - אוכם תולעני, בהק עקרב, בהק צחור, גבסנית דביקה, דרדר המכבד, לונאה קוצנית, לשון (גלוסנמת) בובה, מלוח שנוי-דמוי) פירות, עירית נטויה, צמרורת אהרנברג, קדד ים-המלח, קדד שימפר, קוטב מכונף, שום סיני;

חורף 2009-2010 יזכר כחורף מיוחד בנגב הרחוק ובערבה, שכן ירדו בו כמויות גשם גדולות במיוחד. שלושה אירועי גשם משמעותיים היו, בהפרשים של כחודש זה מזה: 20-18 ינואר, 25-26 פברואר, 23 מרץ. רוב הממטרים ירדו תוך פרקי זמן קצרים ביותר. לפני אירועים הגשם הגדולים, היו שני אירועי גשם קטנים יותר בנובמבר ובדצמבר 2009. בסה"כ בכל האירועים ירדו כמויות גשם גדולות בכל הדרום, החל מאילת שם ירדו סה"כ 27.5 מ"מ, פארק תמנע 37.6 מ"מ, יטבתה 55.5 מ"מ, בקעת עובדה 56 מ"מ וכמות גשם דומה בלוטן (נספח 1). בערבה הצפונית היו יותר אירועי גשם (נספח 2), אך האירועים הנוספים היו קטנים. כמות הגשם הגדולה ביותר ירדה בחצבה 69.1 מ"מ, עין יהב 55.7 מ"מ, עידן 54.3 מ"מ, פארן 46.7 מ"מ, עין תמר 37.9 מ"מ.

ע"פ סקר שלומי וגינת (2009) קיימת ירידה של כ 50% בכמות המשקעים הממוצעת בדרום הרחוק ובראש מפרץ אילת - עקבה החל מראשית שנות ה-90 במאה הקודמת, כאשר עיקר הירידה חלה בגשמי החורף (דצמבר-פברואר). בסקר שלהם, נמצא שאירועי הגשם מופיעים בתדירות נמוכה יותר והם ממוקדים יותר.

כיוון ששנה זו התבררה כשנה יוצאת דופן מבחינת כמויות הגשם ומבחינת פיזורם על פני העונה (שהיתה ארוכה באופן יוצא דופן - נובמבר 2009 עד סוף מרץ 2010), הנחנו שהצמחיה תגיב לכמויות הממטרים, ויש סיכוי למצוא בשטח צמחים מיוחדים שאינם נובטים מדי שנה. לכן הוחלט לערוך סקר צמחיה בדרום הרחוק שיכלול אתרים מצומת הערבה ודרומה עד לגבולה הדרומי של ישראל, כולל האזור ההררי של אילת והבקעות לאורך כביש 12.

## 2. שיטות עבודה:

תחום הסקר השתרע לאורך הערבה (מנחל תמר ודרומה), ראש מפרץ אילת עד הגבול עם מצרים, בקעת עובדה ומישר סעיפים (להלן הבקעות הגבוהות) ושמורת הרי אילת. תחילת הסקר בסוף מרץ 2010 וסופו באמצע יולי 2010. בחלק קטן מהאתרים הספקנו לבקר פעמיים, ואף שלושה. שיטת הסקר: הגעה לאתר ורישום המינים הנמצאים בו עד שלא נרשמים מינים נוספים (שיטת GUD). מידע הנאסף מהאתר: האיזור, המקום, נ.צ., רום. וכן פרטי הצומת: שם הצמח ומצבו הפנולוגי (לרוב) (בדומה לדפי כרטיסי רתם).

רוב המידע בסקר, נאסף בשיטה לעיל, אך חלק מהמידע שנכלל נאסף בסיוורים שנערכו במטרה להגיע למספר מינים מיוחדים ומרוחקים. סיוורים בהם לא נרשמו דפי תצפית מסודרים. נכללו בסקר (נספח 3 'אתרים בסקר') אתרים מבתי הגידול הבאים (מספר אתרים בסוגריים): ערוצי שיטים (10 ערוצים), אזורי חולות רדודים ועמוקים (9), אזורי חול-גירי (3), אזורי חול-לס (2), חול + גיר + יסוד (2), חול + לס (3), חול + יסוד (4), לס גיר וחצצים (2), לס (4), ארקוזת יסוד (6), משטחי סלע (3), מאגר (1). בחלק מהערוצים הפרדנו בין ערוץ ראשי למשני ולערוץ סדר 1 (נחל צין, נחל שיחף, נחל שלהב). במסגרת הסקר לא הספקנו להגיע לכל טיפוסים האתרים באזור הסקר: לדוגמה, מלחות, מעיינות בערבה הצפונית וגבעות הערבה התיכונה נשארו מחוץ לסקר.

מיחשוב נתונים: נערכו שתי רשימות (מובאות כרשימות PDF הצמודות לדוח: רשימה מספר 1, ורשימה מספר 2): רשימת מינים של הדרום הרחוק שנצפו בסקר (רשימה מס' 1), אליה הוספנו מינים שנצפו השנה, הגם שלא במסגרת הסקר השיטתי. ברשימה

שני מינים סווגו כדי נדירים, מינים של הדרום - מררית כחולת זרעון וקדד הישימון; ארבעה מינים סווגו כדי נדירים לכל הארץ - תלת-מלען פעוט, קדד מקומט, קוטב דו-זיזי, קדד משייני; מין אחד סווג כדי מצוי - לעוסית מטפסת, שני מינים סווגו כמינים מצויים באזור אילת - רב-זקן קרח, מורטיה קטנת-פריחים; שני מינים סווגו כמצויים בדרום - כתלה מדברית, מלענן שעיר-גלומה; מין אחד סווג כנדיר מאוד לדרום אך נפוץ ביותר בצפון - ברומית המטאטא, וחוטמית מסורטט הנדירה מאוד בדרום, וכן מין אחד כמין של הצפון - פלופיה (ארכובית) חבלבלית.

קיימים מינים שבטבלת 1999 לא נרשם סיווג נדירות לגביהם. חלקם סווגו בסקר 2010 כנדירים מאוד או כנדירים.

ע"פ סיווג נדירות 2010, 30 מינים נחשבים כיום כנדירים מאוד בכל הארץ, 24 מתוכם נצפו בסקה. חלק ממינים אלו מוכרים מהדרום בלבד (נספח 5, טבלה). אחד מהם אף נרשם כ F בטבלת 1999, אך רובם נרשמו בעבר כ X, O או RR, RP או בלתי ידוע (ראה פירוט קודים בטבלה 1).

**טבלה 1. מיון כלל מיני דרום ע"פ נדירותם.**

**טבלה 1.1 נדירות 2010**

סה"כ	נדירות 2010	נצפה בסקר/ לא נצפה אך מוכר
5	נדיר מאוד לדרום, אתר אחד	ניצפו 2010
5	נדיר מאוד, מין של הדרום	
15	נדיר מאוד	
10	נדיר מאוד לדרום	
16	נדיר, מין של הדרום	
35	נדיר	
34	נדיר לדרום	
2	נדיר לבר, מצוי בקרבת ישוב	
3	די נדיר, מין של הדרום	
32	די נדיר	
4	די נדיר לדרום	
7	לא מצוי	
13	מצוי, מין של הדרום	
165	מצוי	
1	מצוי ערבה צפונית, נדיר בדרומית	
3	מצוי בחקלאות	
23	מין של הצפון	
8	ללא תיעוד סופי	
381		<b>כלל המינים</b>
4	נדיר מאוד לדרום, אתר אחד	לא ניצפו 2010
1	נדיר מאוד, מין של הדרום	
1	נדיר מאוד	
2	נדיר מאוד לדרום	
7	נדיר	
3	נדיר לדרום	
1	די נדיר	
1	לא מצוי	
2	מצוי	
1	נכחד	
23		<b>כלל המינים</b>
404		<b>מספר מינים</b>

**טבלה 1.2 נדירות 1999**

סה"כ	נדירות 1999	נצפה בסקר/ לא נצפה אך מוכר
3	X	ניצפו 2010
9	O	
44	RR	
18	RP	
23	R	
99	F	
90	C	
78	CC	
11	אזנים מוחייגים בטבלה	
6	ללא זיהוי סופי	
381		<b>כלל המינים</b>
4	O	לא ניצפו 2010
2	RR	
1	RP	
2	R	
7	F	
3	C	
2	CC	
2	אזנים מוחייגים בטבלה	
23		<b>כלל המינים</b>
404		<b>המינים ע"פ נדירות '99</b>

**פירוט קוד טבלה 1.2 (טבלת 1999):** X = נכחד, לא נראה מאז 1965; O = על סף הכחדה, 1-3 אתרים; RR = נדיר מאוד, 4-30 אתרים; RP = נדיר, 31-100 אתרים; R = נדיר למדי; F = תדיר; C = מצוי; CC = נפוץ (אתר = כ 1 קמ"ר לכל היותר).  
**פירוט קוד טבלה 1.1 (נדירות 2010):**  
 חמש חלוקות על: 1. נדיר מאוד, 2. נדיר, 3. די נדיר, 4. לא מצוי, 5. מצוי.

**תת-חלוקות:**

1. נדיר מאוד: נדיר מאוד, באתר אחד; נדיר מאוד, מין של הדרום (אינו נמצא צפונה מצומת הערבה, לרוב אלו מינים של אילת וסביבותיה); נדיר מאוד (בכל הארץ); נדיר מאוד באתר אחד: נדיר מאוד בדרום (כלומר מצומת הערבה דרומה, אך קיים באתרים נוספים צפונה לצומת הערבה).
2. נדיר: נדיר, מין של הדרום (אינו נמצא צפונה מצומת הערבה, לרוב אלו מינים של אילת וסביבותיה); נדיר (בכל הארץ); נדיר לדרום (כלומר מצומת הערבה דרומה, אך קיים באתרים נוספים צפונה לצומת הערבה); נדיר לבר מצוי בקרבת ישוב.
3. די נדיר: די נדיר, מין של הדרום (אינו נמצא צפונה מצומת הערבה, לרוב אלו מינים של אילת וסביבותיה); די נדיר; די נדיר לדרום (כלומר מצומת הערבה דרומה, אך קיים באתרים נוספים צפונה לצומת הערבה).
4. לא מצוי.
5. מצוי: מצוי, מין של הדרום (אינו נמצא צפונה מצומת הערבה,

לרוב אלו מינים של אילת וסביבותיה); מצוי; מצוי בערבה צפונית, נדיר בדרומית; מצוי בחקלאות; מין של הצפון ( = נצפה בדרום, לרוב רק במאגר צוקים).  
 6. ללא זיהוי סופי ( = מינים ללא הגדרה מלאה).  
**3.3. צורות חיים (איורים 2.1, 2.2, 3):**

במקורות הספרותיים, אין הסכמה חד משמעית לגבי חלוקה לצורות חיים, בעיקר בנוגע לעשבוני ר"ש. באיורים ובטבלאות מובא לרוב הסיווג ע"פ פרמון וחוב (1999).

182 מינים חד-שנתיים נרשמו כמוכרים בדרום, מתוכם נצפו 175 בסקר, 99 מינים בני-שיח מתוכם נצפו 93, 58 עשבוניים ר"ש, מתוכם נצפו 54. כמו כן ניצפו 24 שיחים, 14 עצים, תשעה גיאופיטים, ארבעה מטפסים, שני טפילים ושישה ללא זיהוי סופי (למעשה 8 ללא זיהוי סופי, מתוכם אחד ח"ש ושני טפיל).

**איור 2.1. מיון כלל המינים ע"פ צורת חיים וע"פ נדירות 2010.**

סה"כ	ללא זיהוי סופי	טפיל	גיאופיט	מטפס	חד-שנתי	עשבוני ר"ש	בן-שיח	שיח	עץ	נדירות 2010
5							1	2	2	נדיר מאוד, אתר אחד
14			1	1	7	2	1		2	נדיר מאוד
5					3	2				נדיר מאוד, מין של הדרום
1									1	נדיר מאוד לדרום, אתר אחד
10					5	2	3			נדיר מאוד לדרום
16					6	5	3	2		נדיר, מין של הדרום
35			2		13	6	11	2	1	נדיר
34			2		21	5	4	2		נדיר לדרום
2					1				1	נדיר לבר, מצוי בקרבת ישוב
3			1		2					די נדיר, מין של הדרום
32			1	1	12	9	7	2		די נדיר
4					2	2				די נדיר לדרום
7				1	5		1			לא מצוי
13					1	2	8	2		מצוי, מין של הדרום
165		1	2		78	16	51	12	5	מצוי
1									1	מצוי ערבה צפונית, נדיר בדרומית
3					2	1				מצוי בחקלאות
23				1	16	2	3		1	מין של הצפון
8	6	1			1					ללא זיהוי סופי
381	6	2	9	4	175	54	93	24	14	<b>כלל המינים</b>
3					2		1			נדיר מאוד, אתר אחד
1					1					נדיר מאוד
1						1		1		נדיר מאוד, מין של הדרום
1							1			נדיר מאוד לדרום, אתר אחד
2			1				1			נדיר מאוד לדרום
7		1			2	2	1		1	נדיר
3					2		1			נדיר לדרום
1						1				די נדיר
1									1	לא מצוי
2		1					1			מצוי
1							1			נכחד
23		2	1		7	4	6	1	2	<b>כלל המינים</b>
404	6	4	10	4	182	58	99	25	16	<b>סה"כ</b>

איור 2.2. מיון כלל המינים ע"פ צורת חיים וע"פ נדירות 1999.

מספר מינים	טפיל ללא זיהוי סופי	גיאופיט	מטפס	ח"ש	עשבוני ר"ש	בן-שיח	שיח	עץ	נדירות 1999	נצפה בסקר/ לא נצפה בסקר 2010
3							2	1	X	נצפה בסקר 2010
9		1	1	3	1	1		2	O	
44		1	2	24	9	6	1	1	RR	
18			1	5	3	7	2		RP	
23		1		5	4	9	4		R	
99	2	2		41	21	19	9	5	F	
90		2		46	7	29	4	2	C	
78		2		45	6	20	2	3	CC	
11				6	3	2			אינם מתויגים	
6	6								ללא זיהוי סופי	
<b>381</b>	<b>6</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>4</b>	<b>175</b>	<b>54</b>	<b>93</b>	<b>14</b>		
4				1	1	1	1		O	לא נצפה בסקר 2010
2					1	1			RR	
1	1								RP	
2						2			R	
7	1	1		1	2	1		1	F	
3				2				1	C	
2				1		1			CC	
2				2					אינם מתויגים	
<b>23</b>	<b>2</b>	<b>1</b>		<b>7</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>1</b>	<b>2</b>		<b>סה"כ מינים</b>
<b>404</b>	<b>6</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>4</b>	<b>182</b>	<b>58</b>	<b>99</b>	<b>16</b>		<b>מספר מינים</b>

באיור 3 מובאים אחוזי הצומח לכל צורת חיים, מתוך המינים שנצפו בסקר. המונח "צפון", מתייחס לכל מה שגדל צפונה לצומת הערבה (כלומר כולל גם את מדבר יהודה והנגב).

איור 3. אחוז המינים הניצפים ב 2010 (טור 2) מתוך כלל המינים לכל צורת חיים (רשימה 1). טורים 3-5 נותנים את אחוז המינים הניצפים ב 2010 ע"פ נדירות (האחוז לנדירות מתוך כלל המינים הניצפים לכל צורת חיים).\*

381 ניצפים מתוך 404	% מינים שנצפו ב 2010 מתוך כלל המינים לכל צורת חיים	די-נדיר עד נדיר מאוד	לא מצוי עד מצוי	מינים של הצפון, או מינים נדירים עד נדירים מאוד בדרום
עץ	87.5	50.0	35.7	14.3
שיח	96.0	33.3	58.4	8.3
בני-שיח	93.9	24.7	64.5	10.7
עשבוני ח"ש	93.1	44.4	35.2	20.4
חד-שנתיים	96.5	24.8	50.0	25.2
גיאופיט	90.0	55.6	22.2	22.2
מטפס	100.0	50.0	25.0	25.0
טפיל	50.0		50.5	

\*כך לדוגמה יש 44.5% עשבוניים רב-שנתיים די-נדירים עד נדירים מאוד, 35.2% לא מצויים עד מצויים ו 20.4% די-נדירים עד נדירים בדרום + מינים של הצפון, סה"כ ה 100% הוא 58 מינים עשבוניים ר"ש.

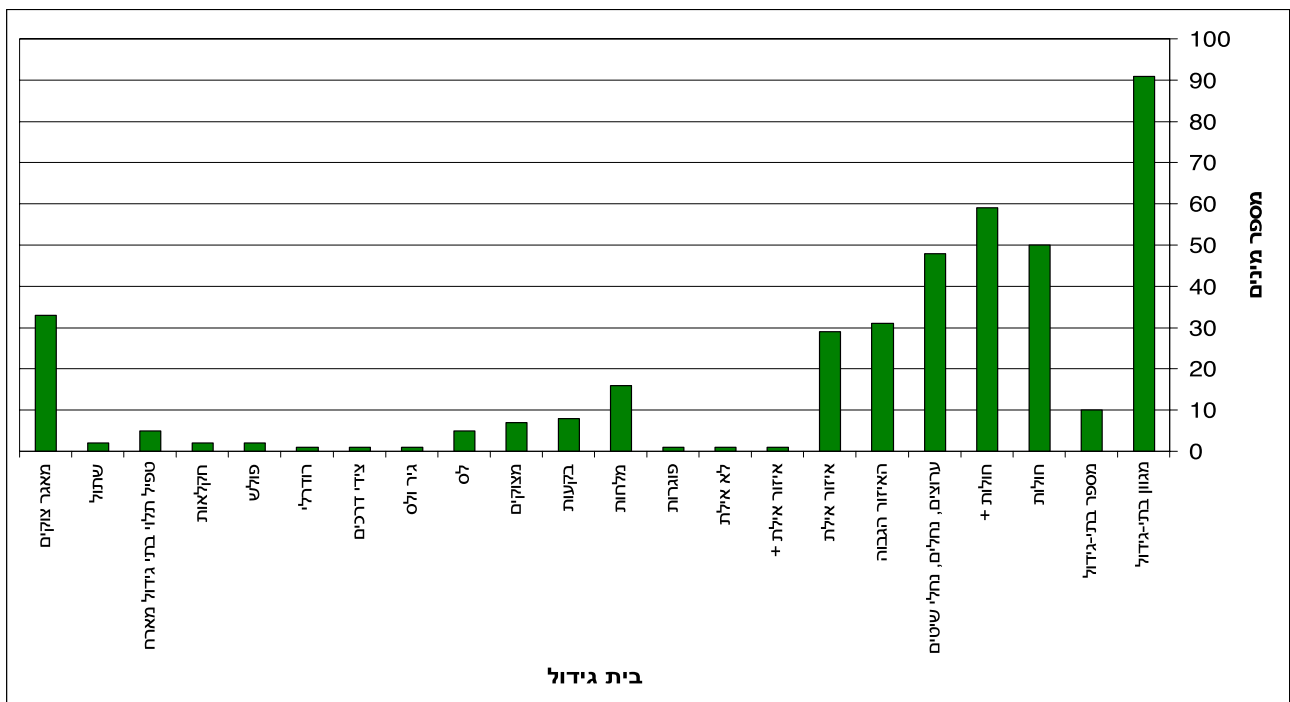
3.ג. קשר צמח - בית גידול (איורים 4,5).

מגוון בתי הגידול רב מאוד, ומיני צמחים רבים גדלים וכמה וכמה בתי גידול. בכדי לאפשר ניתוח נתונים, איחדנו בתי גידול. כך לדוגמה מגוון בתי גידול כולל מינים הגדלים בהרבה מאוד בתי גידול. דוגמה נוספת, כל המינים הצומחים בערוצים למיניהם אוחדו יחד (נחלים רחבים, ערוצי שיטים, ואדיות וכו'). דוגמה אחרת, בסיווג

מצוקים נכללו מינים הגדלים על סלעים, משטחי סלע, נקיקים, סדקים, כיסי קרקע. ברשימה 1 מובא בית גידול מפורט לכל מין. בבחינת המינים הרשומים בטבלה 1 ע"פ חלוקתם לבית גידול, (איור 4) נראה שרוב המינים הם מינים של מגוון בתי-גידול (22.5%) ויחד עם מספר בתי-גידול מהווים 25% מכלל המינים. אבל, כשמאחדים את המינים הגדלים רק בחולות ((12.4%), ביחד עם מינים שחולות הוא אחד מבתי הגידול שלהם ((14.6%, [חולות +, איור 4]), נקבל בסך הכול 28.8% מינים הגדלים בחולות.

11.9% מינים הקשורים לערוצים מכל סוג שהוא, 7.7% באזור הגבוה, 7.4% באזור אילת, 4% מלחות, 8.2% מינים במאגר צוקים. מלבדם, מינים של בקעות, מצוקים, לס וטפילים תלויי מארח (2%, 1.7%, 1.2%, 1.2% מינים בהתאמה). השאר 2-1 מינים לבית גידול.

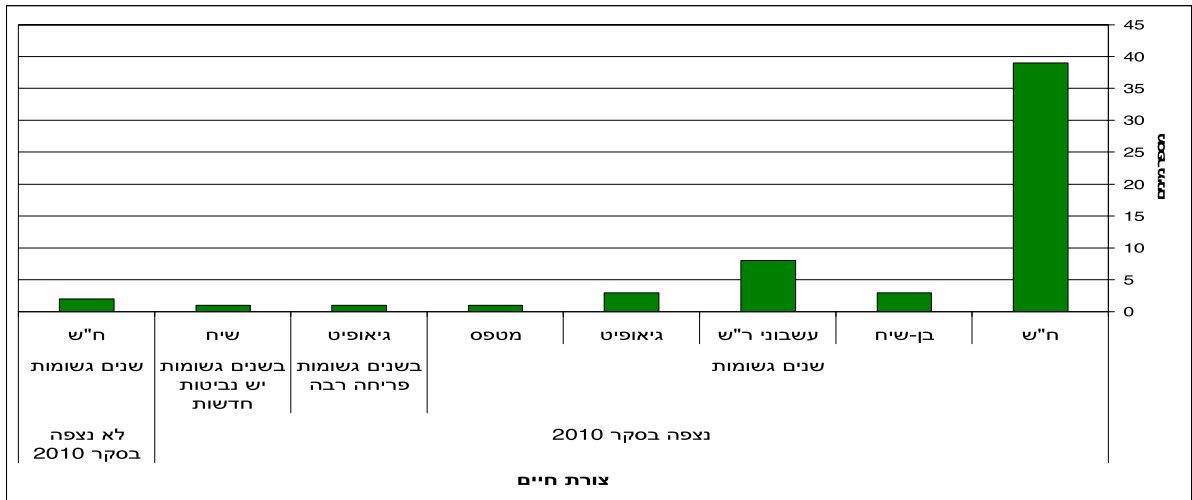
איור 4: מספר מינים לבית-גידול.



מקרא לאיור 4:  
 מגוון בתי-גידול - צמחים שנצפו במספר אתרים גדול של בתי גידול.  
 מספר בתי-גידול צמחים שנצפו במעט בתי גידול, אך יותר מאחד.  
 חולות - מינים שבית גידולם חולות בלבד.  
 חולות + - מינים שחולות הוא אחד מבתי הגידול שלהם.  
 ערוצים, נחלים ונחלי שיטים - צמחים שגדלים בנחלים/ ואדיות למיניהם.  
 האזור הגבוה - הרי אילת מעל 007 מ'.  
 אזור אילת - סלעי יסוד וארקוזה בהרים סביב אילת עד מעבר הגבול עם מצרים.  
 אזור אילת+ - מין אחד שנצפה גם במאגר שיטים.  
 לא אילת - כל הדרום מלבד איזור אילת.  
 מלחות  
 בקעות - בקעות לאורך כביש 21.  
 מצוקים - מינים של סדקי סלע, מצוקים וסלעים.  
 לס.  
 גיר ולס - הכוונה לאזור בקעת עבדה.  
 טפילים או חצי טפילים, הקשורים לבית גידול המארח.  
 צידי דרכים.  
 רודרלי.  
 פוגרות (ליד יטבתה).  
 פולש - פולש לבר מאזור מחית אדם.  
 חקלאות.  
 שתול (2 מינים נדירים מאוד).  
 מאגר צוקים.



**איור 6. מינים של שנים גשומות ע"פ צורת חיים.**



**4. סיכום:**

- הוא כתגובה להשתנות שטח המחיה (לדוגמה: האתר בו גדלה טפרוסייה נובית הוא עתה חלק בנוי מהעיר אילת).
- מבחינת בית גידול: חולות, ערוצים, אזור אילת והאזור הגבוה הם האתרים שם נוכל למצוא את רוב המינים הנדירים עד נדירים מאוד.
- יש לציין כי 25.7% מהמינים החד-שנתיים שנצפו, הם מינים צפוניים או מינים שמרכז תפוצתם אינו בדרום, אך למעשה 19 מינים מתוכם (42.2%). נמצאו חד-פעמית במאגר צוקים, או במאגר צוקים ובמקום נוסף. מאגר צוקים אוסף מים מנחלים בירדן, ומנחל פארן בדרכו לערבה, ורוב המינים המיוחדים כנראה מגיעים מירדן.
- העובדה ששנת 2010 היתה טובה לצמחים ניכרת גם בכמות המינים שהגיבו לגשם רב. 56 מינים ניצפו השנה מתוך רשימה של 58 מינים הידועים לנו כמגיבים לגשם, מתוכם 39 חד-שנתיים שצומחים בשנים גשומות, רובם די-נדירים עד נדירים מאוד. גם מינים המוכרים כרב שנתיים, בדרום מופיעים לעיתים רק בשנים גשומות.

ניתן לסכם שאביב כמו 2010 מבחינת הצומח, לא נראה במקומותינו זה שנים רבות. קיים סיכוי ששנה זו תאושש את המגוון הבוטני הקיים בדרום.

**תוכניות לעתיד:**

בסקר זה מובאות רק התצפיות מ-2010 שנערכו בין מרץ ליולי. במשך השנים הצטברו אצלנו רשימות מצאי צומח (כרטיסי רתם) שערכנו במקומות שונים. יהיה מעניין להשוות מצאי המינים מסקר זה למצאי המינים משנים קודמות. את המצב הפנולוגי בשנים השונות בהתאמה לתאריכי הגשם. צמחים בערוצים מסדר גודל שונה. כמו כן, יהיה מעניין לראות את השפעת הגשמים על עונת הצמיחה הבאה, במיוחד מינים גיאופיטים כמו סתונית הנגב וחבצלת הנגב.

- ניתן לראות ששנת 2010 היתה "שנת הצומח" בדרום. מתוך רשימה של 404 מינים מוכרים מהאזור, נרשמו יותר מ-94% המינים הרשומים בטבלה 1 (381 מינים). במהלך הסקר ניצפו רוב החד-שנתיים המוכרים לנו גם רוב הרב-שנתיים. רוב המינים שנצפו השנה הם חד-שנתיים (46.2% מכלל המינים שניצפו), אחריהם בני-שיח (24.4%) עשבוניים רב-שנתיים (14.2%), שיחים, עצים, גיאופיטים, מטפסים, טפילים או טפילים למחצה ומינים לא מזהים סופית. במדבר, נראה שבעטיים של מרווחים גדולים בין השנים הגשומות, חלקם של המינים הרב-שנתיים, במיוחד עשבוניים רב-שנתיים אך גם אחרים, מתנהגים כחד-שנתיים, ולעומת זאת, ברצף של שנים גשומות, יש מינים חד-שנתיים המצליחים לעבור קיץ ולשגשג בשנה שלאחריו (לדוגמה: לוטונית מדוקרנת).
- אנו רואים שינויים בסטטוס של נדירות המינים בסקר 2010 לעומת טבלת רשימת צמחי הבר מ-1999 (פרגמן וחוב): שני מינים שנחשבו כמינים נכחדים - נמצאו שוב, ואילו מבין המינים שנחשבו על סף הכחדה, אחד אכן נכחד, ואחר לא נראה שנים רבות, אולם אחד-עשר אחרים נצפו ומתוכם שניים הם פחות נדירים ממה שנחשבו עד כה. לעומת זאת, נרשמו בסקר 30 מינים כמינים נדירים מאוד, מתוכם שבעה מינים של אתר בודד, שישה מינים רק של הדרום, מין אחד נכחד ומין אחר לא נראה שנים רבות (רק שישה מכלל הנדירים מאוד לא נצפו בסקר), השאר נדירים מאוד בכל הארץ.
- לחלק משינויים אלו אחראים שינויים באקלים, בעיקר 15 שנים ללא גשם משמעותי בכל מרחב הדרום (שלומי וגינת 2009), ומצב בו בערבה הדרומית עד אילת ועקבה נרשמה ירידה של כ-50% בכמות המשקעים השנתית. מצב זה משפיע על כל המערכות האקולוגיות באזור. יש מינים בהם רוב הפרטים המוכרים לנו התייבשו, למשל כמעט כל הפרטים של חלביב רותמי בהר שחורת, ואלות אטלנטיות בנחל בטם ובנחל מילחן. חלק גדול מהשינוי בסטטוס הנדירים ניתן לייחס להכרות מעמיקה יותר עם השטח והמינים הצומחים בו ותדירותם בנוף (כך קרה עם פיקוס בת-שקמה). לפחות בחלק מהמינים השינוי

**5. מקורות:**

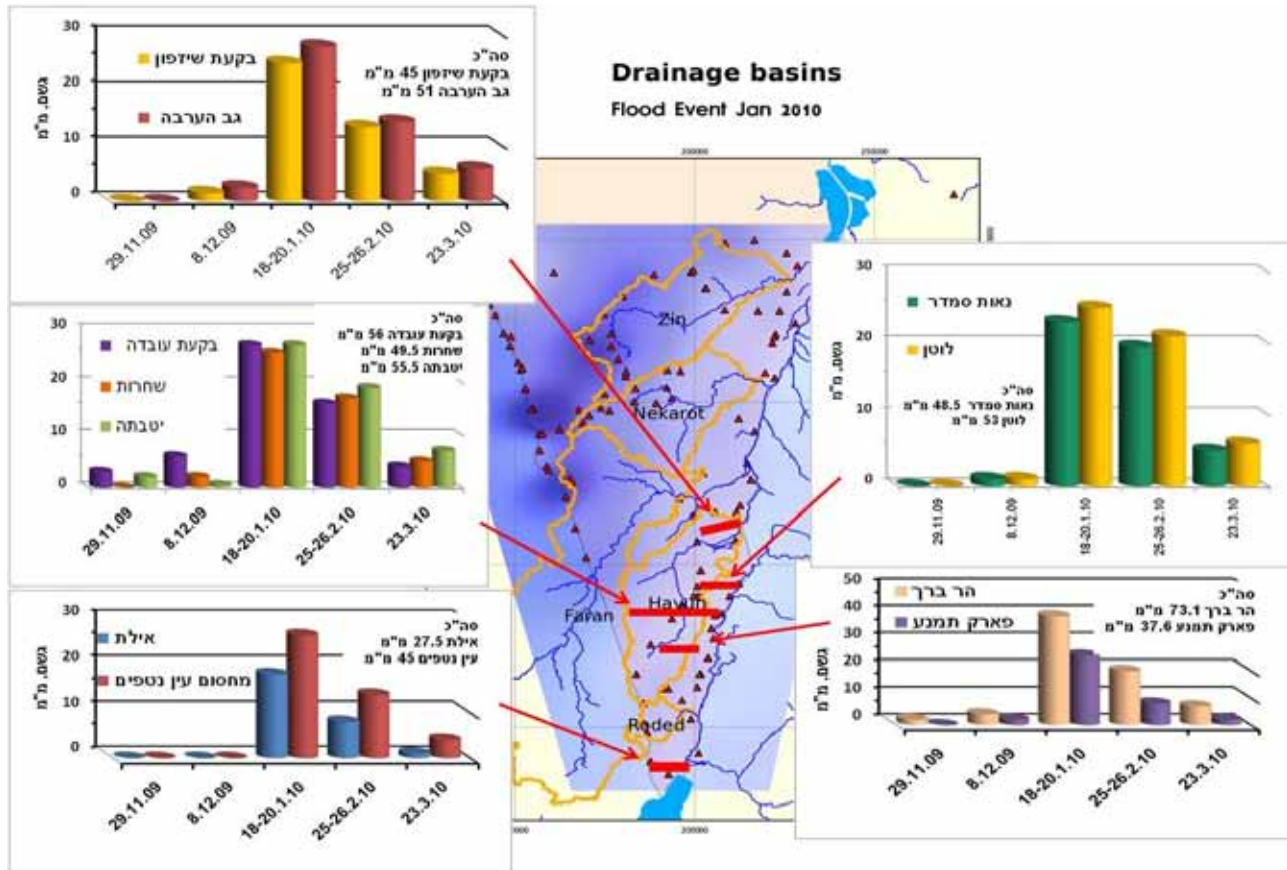
- מאגרי אינטרנט:  
 צמח השדה <http://www.wildflowers.co.il>  
 צמחיית ישראל ברשת <http://flora.huji.ac.il>  
 עמוד ענן <http://amudanan.co.il>  
 אתר רתם <http://rotem.huji.ac.il>  
 מו"פ ערבה תיכונה וצפונית <http://www.arava.co.il/haklaut>  
 תוכנת Google Earth
- זהרי, מ. 1989. **מגדיר חדש לצמחי ישראל**. תל-אביב, מהדורה שנייה מורחבת. עריכת ד. הלר. הוצאת עם עובד.
- פינברון-דותן נ., דנין א. 1991. **המגדיר לצמחי בר בארץ ישראל**. הוצאת כנה ירושלים.
- פרגמן א., פליטמן ע., הלר ד., שמידע א. 1999. **רשימת צמחי הבר של ארץ ישראל וסביבותיה**. הוצאת המכון לאבולוציה. האוניברסיטה העברית ירושלים.
- רון מ., אבנר ע., רמון א. 2005. **גב הערבה. סקר, ניתוח והערכה של משאבי טבע, נוף ומורשת האדם**. מכון דש"א.
- רון מ., שלמון ב., אלון ד., רמון א. 2003. **הערבה - סקר טבע ונוף**. יחידת הסקרים, מכון דש"א.
- שלומי י., גינת ח. 2009. **גשם בערבה 1950-2008. דוח ראשוני המוגש לרשות המים ורשות ניקוז ערבה**. מרכז מדע ים-המלח והערבה.
- שמידע א., 2005. **צמחי ישראל. המדריך השלם לצמחים ופרחים בישראל**. לכסיקון מפה, מפה הוצאה לאור.
- שמידע א., פולק ג. 2007. **הספר האדום, צמחים בסכנת הכחדה בישראל**, כרך א'. הוצאת רשות הטבע והגנים בסיוע המשרד להגנת הסביבה ויד הנדיב.
- החברה להגנת הטבע, הוועדה לשבילי ישראל. 2003. **מפות טיולים וסימון שבילים**. בעריכת דביר א.

**תודות:**

תודתנו בראש וראשונה למימי רון-גלבוע. כמו כן תודה לאבי שמידע, העורך שנים את השתלמויות רתם, המאפשרות מפגשי בוטנאים מכל הארץ כמה פעמים כל שנה, ליאיר אור, יובל ספיר, אבינועם דנין, בני שלמון, הגר לשנר. תודה לינאי שלומי וחנון גינת על נתוני הגשם.

## 6. נספחים:

נספח 1. משקעי גשם בערבה הדרומית, ע"פ סקר י. שלומי וח. גינת (טרם פורסם):





נספח 5. רשימת המינים הנדירים מאוד 2010.

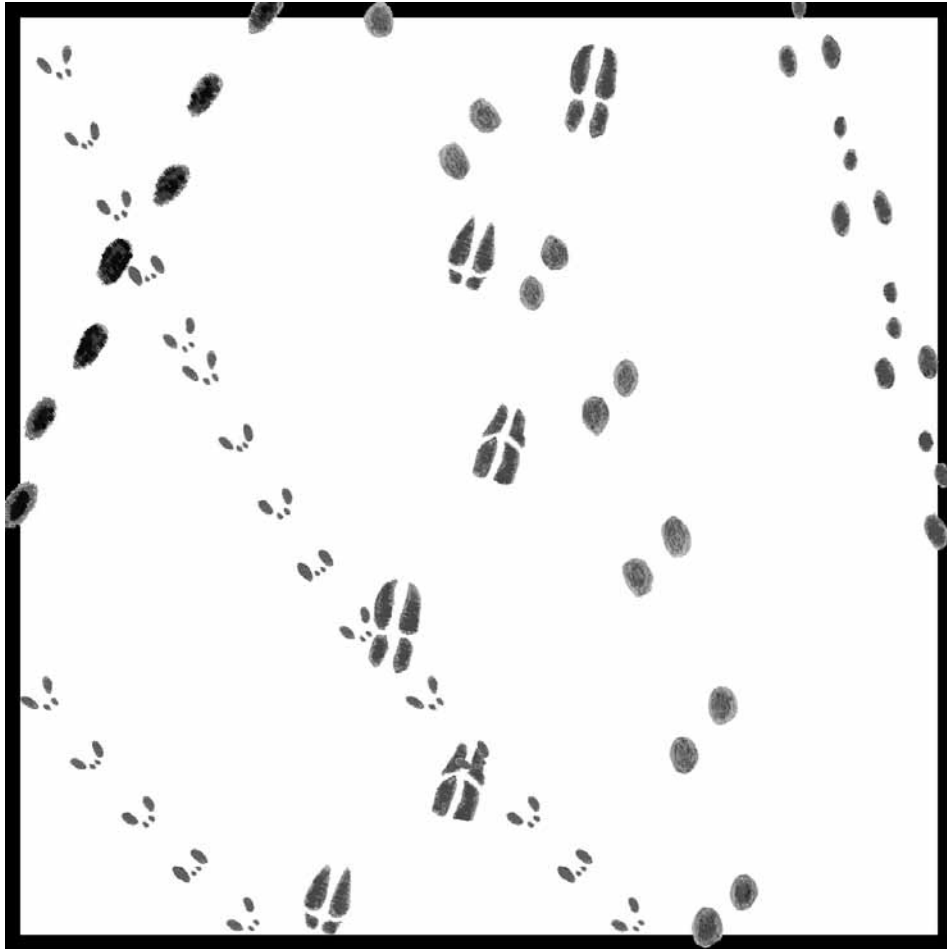
שם המין	שנת 2010	שנת 1999	מצב חיים	מצב שימור לא נשנה	נתח נדיר
דום מצוי	נדיר מאוד	0	עץ	נצפה בסקר 2010	מלחת ערביה ומערב גבול ערבה
גאה ארצמנת	נדיר מאוד	I	חישי	לא נצפה בסקר 2010	הר שזר ליד הכרכוב מומי רון, מעבר מהר ששן
חבלכל מצוי	נדיר מאוד	0	מספס	נצפה בסקר 2010	בקעת עבדה (מימי רון) וחל חוון (מזרח חן), בעבר ליד כרם אילות
חלבולב סיני	נדיר מאוד	RR	חישי	נצפה בסקר 2010	נצפה על לס' במל חוון עליון ותחתון
מגילת הדרום	נדיר מאוד	FP	חישי	נצפה בסקר 2010	חול-צורי
מולינגה רותמת	נדיר מאוד	RR	עץ	נצפה בסקר 2010	נדיר מאוד בישראל, עין ג'ר, נחל צוב ונחל גשרון
מוליסקה (מוליסקדית) סיני	נדיר מאוד	RR	חישי	נצפה בסקר 2010	נחל שילה בלבד
מסמר סיני	נדיר מאוד	RR	בן-שיח	נצפה בסקר 2010	מוכר מחל שחורת, נחל רחם, נחל רודד עליון, הרי אילת באיזורים גבוהים ונצטתה עד מכתש רמון
נספות המדבר	נדיר מאוד	RR	חישי	נצפה בסקר 2010	נצפתה פעמיים השנה - במל שני ובמשיח
נר-הילה השוטע	נדיר מאוד	I	חישי	נצפה בסקר 2010	מאגר צוקים בלבד
עליית דביקה	נדיר מאוד	RR	חישי	נצפה בסקר 2010	חילות
ציצן קצר	נדיר מאוד	RR	עשבוני ריש	נצפה בסקר 2010	חילות, ארקווה וסלעים
קודד קהירי	נדיר מאוד	F	עשבוני ריש	נצפה בסקר 2010	חילות
שוליים שרועים	נדיר מאוד	0	חישי	נצפה בסקר 2010	נצפה על חילות ולס בשלשה אתרים בערבה, וכן במסוף ערבה
דרדר סיני	נדיר מאוד, מין של הדרום	RR	חישי	נצפה בסקר 2010	ארקווה באזור אילת
נצתה מרחות	נדיר מאוד, מין של הדרום	RR	עשבוני ריש	נצפה בסקר 2010	חילות, ארקווה וגור, רק אזור אילת ערבה דרומית
מאסטומה עירה	נדיר מאוד, מין של הדרום	0	חישי	נצפה בסקר 2010	חילות וארקווה
מנזור ערבי	נדיר מאוד, מין של הדרום	0	עשבוני ריש	נצפה בסקר 2010	חילות נמרה ונחל מגן בלבד
פרסה (סוס) משועת	נדיר מאוד, מין של הדרום	RR	חישי	נצפה בסקר 2010	חילות הדרום בלבד
שרביטן מנוף	נדיר מאוד, מין של הדרום	0	שיח	לא נצפה בסקר 2010	רק במל פארן עילי
אנסוכריס בלטי	נדיר מאוד, הר צפת בלבד	I	חישי	לא נצפה בסקר 2010	נצפה עיי בני שלמון בהר צפת שטת 40
בר-לוע סיני	נדיר מאוד, ערף הסערה בלבד	0	בן-שיח	נצפה בסקר 2010	ערף ליד הסערה בלבד
לשיית השיח	נדיר מאוד, מין של אזור אילת	RR	בן-שיח	לא נצפה בסקר 2010	מוכר בעבר מחל גשרון תיכון
טא (נסות) מחודד	נדיר מאוד, האעדה בלבד	X	שיח	נצפה בסקר 2010	ארקווה באזור אילת
פיקוס בת-שקמה	נדיר מאוד, נחל עזק בלבד	X	עץ	נצפה בסקר 2010	עץ ברד בסעיף נחל עזק, גובה 3.5 מ', במצב טוב, נבט במאגר צוקים
צלק רותמי	נדיר מאוד, שתול בער הולנד	X	שיח	נצפה בסקר 2010	שתול בער הולנד אילת
שביט ארזיני (לפשי)	נדיר מאוד, הר צפת בלבד	0	חישי	לא נצפה בסקר 2010	נצפה עיי בני שלמון בהר צפת 1994
שינף שער	נדיר מאוד, נחל שני בלבד	0	עץ	נצפה בסקר 2010	נחל שני בלבד, 4 פרטים
לשון-אפעה רבת-עלים	נדיר מאוד, רק בחילות סמר ובשמורת שינף	0	גיאופיט	נצפה בסקר 2010	חילות רדודים בלבד
ספיריולה נובת	נכחד	0	בן-שיח	לא נצפה בסקר 2010	נצפה עיי דודי בארקות אילת בשנת 190





לטאה זריזה צילם: דותן רותם

MONITORING MAMMALIAN DIVERSITY:  
LITERATURE REVIEW



Päivi Yuval  
2.9.2010

## TABLE OF CONTENTS

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>4</b>
1.1. Purpose of this review.....	4
1.2. About the basic concepts.....	4
1.3. a species list.....	6
<b>2. ESTIMATING POPULATION SIZE AND SPECIES RICHNESS</b> .....	<b>8</b>
2.1. Determining abundance from complete counts.....	9
2.1.1. Double sampling method.....	9
2.2. Sampling methods for estimating abundance.....	10
2.2.1. Line transect technique.....	11
2.2.2. Strip transect method and quadrat sampling method.....	11
2.2.3. Site occupancy surveys.....	12
2.3. Sampling methods for estimating species richness.....	13
2.3.1. Quadrat-based methods: capture-recapture, jackknife and bootstrap.....	13
2.3.2. Multiple sampling occasions: Single investigator.....	15
2.3.3. Multiple sampling occasions: Multiple investigators.....	16
2.4. Capture and recapture -based methods for estimating population size.....	16
2.4.1. Capture-recapture method and marked subsample method.....	16
2.4.2. Closed and open population models with K-samples.....	17
2.4.3. Multiple independent observers -method.....	18
2.5. Removal methods.....	18
2.5.1. Change-in-ratio -method (CIR).....	19
2.5.2. Catch-per-unit-effort -method (C/U).....	19
2.6. The use of indices instead of absolute abundance.....	20
<b>3. FIELD TECHNIQUES FOR NONVOLANT MAMMALS</b> .....	<b>22</b>
3.1. Use of baits and attractants.....	23
3.2. Other variables affecting surveys.....	24
3.3. Observational techniques for non-volant mammals.....	24
3.3.1. Aerial surveys.....	25
3.3.2. Night surveys & spotlight counts.....	25
3.3.3. Thermal cameras.....	26
3.3.4. Emergences from the den or burrow.....	27
3.4. Capture techniques for non-volant mammals.....	28
3.4.1. Live and snap trapping.....	28
3.4.2. Pitfall trapping.....	30
3.5. Indirect survey methods based on animal sign.....	31
3.5.1. Mammal tracks.....	32
3.5.2. Scat surveys.....	32
3.5.3. The use of detection dogs.....	36
3.5.4. Track and scent stations.....	37
3.5.5. Hair funnels and other methods based on hair recovery.....	39
3.5.6. Camera trapping.....	41
<b>4. FIELD TECHNIQUES FOR BATS</b> .....	<b>45</b>
4.1. Observational techniques for surveying bats.....	47
4.2. Acoustic methods for surveying bats.....	48
4.3. Capturing bats.....	50
4.4. Radio-tracking.....	51
<b>5. REFERENCES</b> .....	<b>52</b>

habitat that is utilized by the species. The concept of ecological density is a more meaningful estimate especially in heterogeneous areas where the species may occupy only a certain habitat type (Rudran & Foster 1996).

Many diversity indices have been developed to describe biodiversity and community structure. Indices are calculated by using the information about the relative abundance of the species and the species evenness. The value of the index generally increases with increased species richness and evenness. (Nichols & Conroy 1996).

### 1.3. Developing a species list

The first step in preparing for the survey is to review the scientific literature for mammalian research conducted within the study or nearby area. The information obtained is used to create a preliminary list of species that one may encounter in the study area. Such lists are important, but can't be considered complete (Nichols & Conroy 1996).

If such studies haven't been carried out in the area before, a preliminary survey at the study site should be conducted in order to develop a species list. In order to develop a species list of the animals, a wide variety of methods for detecting animals should be used (e.g. a combination of observations of animals and associated sign, captures in traps and nests, interview of people living or working in the area, camera traps) (Nichols & Conroy 1996). Also the past experience and general information about the area should be used to direct search efforts to specific locations where the largest number of species can be recorded. The use of this kind of methods not always yield count statistics that are useful in estimating species richness, but are nevertheless

appropriate in assessment of mammalian diversity in order to produce a checklist of species for the actual monitoring program (Nichols & Conroy 1996).

The next phase is to decide which species should be included in the survey. If the resources are unlimited, all the species in the species list can be included, but in more realistic conditions the investigator is compelled to select the target species. A number of criteria can be used, e.g. the expected occurrence of the species or species with high detectability. (Nichols & Conroy 1996). If the investigator has already obtained information about the animal community in the area, target species can be selected in relation to their abundance, or in relation to their abundance within different mammalian orders or life-style categories (e.g. the most common herbivore and carnivore, nocturnal species etc.). Species may also be included in the survey on the basis on their size, vocalizations, signs left in a habitat or any other characteristics that make them easily detected.

Other special interest in a species can also be used as a criterion for selection (e.g. interest of conservation of a species). The last step is to choose the appropriate field techniques for investigating species richness. (Rudran & Foster 1996).

Attempts to enumerate all the mammalian species inhabiting some area of interest will necessarily involve many of the field methods. Even if the best efforts are applied it is likely, that some species will be missed and the number of species counted will be less than the true number of species in the area (Nichols and Conroy 1996).

## APPENDIX 1

### 1. INTRODUCTION

#### 1.1. Purpose of this review

The purpose of this review is to introduce the basic concepts, methods and field techniques for monitoring non-volant and volant mammals, which generally refers to bats.

The content of is divided into 4 main chapters. In the first chapter, the basic concepts are defined. In the second one the methods for estimating species richness and abundance are introduced. The third chapter serves as a review for the many field techniques that have been developed for surveying different species of mammals. The third chapter is further divided into observational techniques, capture methods and methods based on animal signs (e.g. nests, tracks or scats). The important difference between these techniques are that the observational and capture techniques estimate the number of animals inhabiting the area in time frame, during which the survey takes place. On the other hand, techniques based on animal sign estimate the average usage of an area during longer time (e.g. the time that takes the scat or nest to disappear or the time, when a track plate is placed in the field). Because of this, although being a visual method, camera trapping is not considered to be an observational technique but it is introduced in a chapter describing techniques based on animal sign. The capture techniques are invasive, i.e. they can cause stress and disturbance to animals or are designed to remove animals from the population by killing them (snap trapping). For this reason they are separated from the other methods and introduced in a separate chapter.

#### 1.2. About the basic concepts

By definition, biodiversity is the biological diversity that occurs in all the levels of biological organization (e.g. Noss 1990). Typically the levels of biodiversity are defined as within species level (genetic level), population/species level (species richness) and community/ecosystem level and regional/landscape level (Noss 1990). In many studies the species richness is used as a surrogate for the other two levels; compared to the other levels, it is also fairly simple to measure (Nichols & Conroy 1996).

The concept of species diversity contains two conceptually distinct components, species richness (total number of the species in a community or area) and the species evenness. The species evenness refers to the degree to which relative abundances of individuals among the different species is similar. (Nichols & Conroy 1996)

Surveillance is the act of surveying i.e. recording of features at the specific location in one time frame (e.g. determining

the density of the animals in certain habitat). Assessment is the synonym of surveillance. On the other hand, monitoring involves repeated observations on a time line such that changes can be detected (e.g. detect seasonal or year-to-year changes in population density over time) (Bunce et al. 2008). The use of same methods in different habitats can also provide the spatial information of the biodiversity. This information is essential for the development of species conservation and the management strategies of the forest ecosystems (Nichols & Conroy 1996). For some well-defined, small areas it may be possible to survey the entire area, but in most cases surveying the whole population in certain ecosystem is simply impossible. Even in the case of unlimited resources, ecologists must rely on estimates based on samples rather than on exact parameter values of population (Bunce et al. 2008, Nichols & Conroy 1996).

The basic parameters to be measured in a community are the abundance (numbers of animals) by species and habitat and the total number of species. Other parameters are often required (e.g. density of population or evenness of the species) and can be easily calculated from these figures (Nichols & Conroy 1996). For many purposes, the relative abundance of species is also sufficient. Relative abundance of the species can be expressed as a ratio of the population size to the total population size of the species living in the same area (sympatric species) in the group of interest (Rudran & Foster 1996). The relative abundance reflects the comparative size of different populations with respect of the entire mammalian fauna of a study site. The relative abundance estimates reflect the temporal changes in population with respect to the populations of sympatric species. If surveys are conducted at the same time with the same method, these estimates can provide comparisons of spatial differences in the relative sizes of populations that are common to the different sites (Rudran & Foster 1996).

On the other hand, Wilson & Delahay (2001) define relative abundance as a measure of the number of animals present on one sampling occasion in relation to others, which can be separated in time or space. Relative abundance is usually expressed as an index value calculated from the frequency of signs or observations per standardized unit of sampling effort, e.g. an index of abundance of carnivores can be calculated based on counts of tracks detected per unit of sampling effort.

Population density can be calculated in two ways: crude density is the number of individuals of a species per unit area of the entire study site. Ecological density is the number of individuals of the species per unit area of the

also as a search method for obtaining presence/absence data of different species. In the line-transect technique an observer travels along a straight line recording either the perpendicular distance from each sighted animal or the radial distance from the observer to the animal and the sighting angle between the line of sight and the transect. With this information the perpendicular distance can be calculated. The survey can be conducted on foot or also from a vehicle, if the terrain is relatively open and permits cross-country driving. Using a vehicle also allows greater sampling intensity. (Rudran et al. 1996)

The length of the transect line must be known, and it is recommended that transects are marked to ensure minimal deviation when surveys are repeated along the same transect. It also allows the observers to concentrate on sighting the animals instead of staying on the right transect (Rudran et al. 1996). Clusters of animals can be recorded, the additional data to be collected in this case includes the number of animals in a cluster (O'Brien et al. 2003). Line transect-survey should be conducted when the target species are most active and they must last for more than two or three hours.

According to Rudran et al. (1996), the appropriate length of transect for one observer, when survey is conducted on foot, is 3 to 5 km and 12 to 20 km when using vehicles. O'Brien et al. (2003) used several pairs of observers spaced at 400 m intervals. The placement of the transect lines should be independent from the distribution of the target species. Transects shouldn't be so close to each other that the animals can move from one line to another. The distance of the transects depends on the mobility of the target species, but a separation about 2 km between transects is adequate in most cases. The line-transect survey should be conducted when target species are most active (Rudran et al. 1996).

There are 4 conditions for successful use of line-transect technique: 1) all the animals on the transect must be counted, 2) distances and angles must be measured accurately, 3) animals must not move large distances before being detected, nor can they be counted twice, and 4) the sighting of animals must represent independent events (Rudran et al. 1996). To meet the second condition requires use of well trained and experienced personnel. Moving the line as silently as possible allows sighting of the animals before they flee. It also reduces the change of animals becoming alarmed and disturbing other animals as they flee.

The analysis method for the line-transect data follow the distance sampling methods of Buckland et al. (1993). The animal densities and standard errors can be estimated from line transect data using Fourier Series Estimator (Buckland et al. 1993). Laake et al. (1993) introduced a computer software called DISTANCE for calculating estimators for population density both from perpendicular distance and radial distance and sighting angle data.

### 2.2.2. The strip transect method and quadrat sampling method

The strip transect method is a variant of the line transect method that can be used for estimating animal abundances. It assumes that all the animals on a strip of certain width are sighted. A strip is surveyed from a line that runs through the middle of it. All animals within the distance of half of the strip width on either side of the midline are recorded. Animals beyond this distance are ignored. The distance and angles of animals sighted are not recorded, but the animals must be accurately designed as in or out of the strip. (Rudran et al. 1996)

The strip transect technique can be used for vehicle and on foot surveys but it is more often used in aerial surveys. The width of the strip is determined with respect of the visibility of the target species within the survey area. The length of the strip is determined by using the same criteria as in line-transect method. Density of the target species is obtained by dividing the number of individuals by the area of the strip and the data from several strips can be used to calculate a mean density and improve the precision of the density estimate (Rudran et al. 1996).

If the strips in this method are replaced with square sample plots, the method is called the quadrat sampling method. The same rules apply to the quadrat sampling method as in strip transect methods.

### 2.2.3. Site occupancy surveys

Site occupancy models estimate the proportion of sites occupied by target species based on the simple presence/absence data (MacKenzie et al. 2002, Royle & Nichols 2003). The sampling method for this model involves multiple visits to sampling units (e.g. quadrats) during appropriate seasons and for obtaining presence/absence data of the target species. The patterns of detection and non-detection over multiple visits for each sampling unit permit estimation of detection probabilities and the proportion of sites occupied.

The site occupancy models are especially suitable for large scale monitoring programs (MacKenzie et al. 2002, Royle & Nichols 2003), because they are implemented more easily and less expensively than traditional methods used for abundance estimation, such as capture-recapture methods (Pollock et al. 1990). This is because in site occupancy surveys it is not necessary to count the actual numbers of organisms observed on sample units.

Non-detection of a species at a site does not necessarily imply that the species is absent. In this case, the probability of detection is  $< 1$ . Few animals are so conspicuous, that they are always detected at each survey. Detection here may refer to animals observed, heard, trapped or that their presence in the area is confirmed using some other method. MacKenzie et al. (2002) described a model and likelihood-based method for estimating site occupancy rates in these situations. They found that this model provides good

## 2. ESTIMATING POPULATION SIZE AND SPECIES RICHNESS

In total count all the individuals inhabiting the survey area are supposed to be counted. That means that the whole survey area is searched for the species. The outcome of the survey is then the absolute density or abundance of the species in question, without sampling error (Heltshe & Forrester 1983). The assumptions required for the complete counts are: sampling fraction is 1 (i.e. the whole area is searched), the observability of animals is 1 (all the animals present are detected) and the population is closed during the census (no migration, no death/birth).

Because that in most cases some animals always go undetected despite a thorough search, observational methods frequently provide incomplete counts of individuals occupying the area. (Rudran & Foster 1996, Conroy 1996). Also the other assumptions are problematic: most mammals respond to the presence of an observer by fleeing, which can lead to some animals being missed or some animals being counted twice or some animals leaving the survey area before being counted (Jarman et al. 1996).

Often the survey area is also too large or the resources too limited for the study area to be researched completely. In such case, instead of surveying the whole study area, the animals are surveyed in a selection of subplots or along line transects within the larger study area (Conroy 1996). The plots surveyed are chosen randomly or systematically (if the distribution of the target species is considered random) and the plots constitute relatively small proportion of the survey area. The estimate for species richness or population density is then estimated from a sample of individuals, which is not an exact number but an estimate subject to sampling error (Helsthe & Forrester 1983). It is often necessary to stratify the survey area by different habitats and sample the strata separately. A large number of small plots will normally provide better precision than fewer and larger plots that cover the same sample area. The sample count methods are numerous and also are the most frequently used methods in mammalian surveys. (Rudran & Foster 1996)

Calculating species richness from a sample is problematic because it is likely that a several number of species in the population will have been missed in the sampling effort. Thus, the number of species found in a sample must be regarded as a lower bound to the number of species in the population (Heltshe & Forrester 1983).

### 2.1. Determining abundance from complete counts

In complete count methods, the researcher determines population size (N) in a survey area directly from the number of animals counted without correction for sampling or observability probabilities. This feature distinguishes a

census from an estimate. In most cases counts of animals in sample areas are incomplete and represent unknown fractions of the animals present. Variation in the factors affecting observability of animals can lead to variation within or between surveys.

Line transect technique (described more thoroughly in chapter 2.2.1., page 11) can be used as a search method for complete counts (Nichols & Conroy 1996, Jairman et al. 1996). In this situation the transects are placed so close to each other, that the distance between them is  $2w$ , where  $w$  is the maximum distance for observing the animals. This special case of line transect technique is usually referred to as a strip transect technique. Population size is then simply the sum of animals counted in all transects and the population density the number counted divided by the area of the strip (Jairman et al. 1996).

#### 2.1.1. Double sampling method

A complete count is made in a subsample of a larger area to which incomplete counting is applied. The observation probability ( $\beta$ ) in the incomplete count is then estimated as the ratio of the mean incomplete count ( $y$ ) to the mean complete count ( $x$ ) from those areas sampled by both methods:

$$\beta = y/x$$

The number of animals present in the sampled area is estimated as the number counted ( $n$ ) in the incomplete count divided by the estimated observability.

$$N = n / \beta$$

Population size for the survey area is obtained by:

$$N = n / (\alpha \cdot \beta).$$

For unbiased estimation of population size and density from the double-sampling method, the following conditions must be met: The complete count is accurate, population is closed from additions and losses between the application of complete and incomplete counts and complete and incomplete counts are independent. In most field applications of this method some form of ground count is used as the complete counting method for correction of incomplete aerial counts (Jairman et al. 1996). A possible problem with application of double-sampling method is that the count for the subsample may not be complete. Also the condition of independence may be violated, if e.g. intensive searching to obtain a complete count causes animals to vacate the subsample unit temporally.

### 2.2. Sampling methods for estimating abundance

#### 2.2.1. Line- transect method

The line-transect technique is used for estimating the abundance of one or a few target species. It can be used

recent review about capture-recapture models can be found in Pollock (2000).

A jackknife and bootstrap estimation procedures are used for resampling the population in order to reduce bias. The jackknife procedure can be used for estimating population size when individuals in the population have different capture probabilities, but it can also be used for estimating the species richness (review e.g. in Smith & van Belle 1984, Heltshel and Forrester 1983). The assumptions for the jackknife method are that the quadrats are independent and represent a sample of the same distribution. No assumptions are made about the relationship among species within a quadrat (Smith & van Belle 1984).

The procedure for estimating the jackknife includes a sequence of steps to produce a first order jackknife estimator (and an estimate for sampling variance), which is useful for reducing bias. The jackknife estimate is a function of the number of species that occur in one and only one quadrat (Heltshel & Forrester 1983). The whole procedure is explained step by step in e.g. Smith & van Belle (1984) and Heltshel & Forrester (1983). The jackknife estimate gives better estimates for species richness than bootstrap method when the number of quadrats sampled is small (Smith & van Belle 1984).

A bootstrap method was developed by Efron (1979) as a method related to jackknife but more widely applicable. The assumptions for the bootstrap method are the same with jackknife method: quadrats are independent and represent a sample from the same species distribution. The whole procedure for bootstrap method can be reviewed in e.g. Smith & van Belle (1984). When the number of quadrats is large, the bootstrap method works better than jackknife method, because it tends to overestimate the number of species (Smith & van Belle 1984).

Smith & van Belle (1984) compared the jackknife and bootstrap methods for estimating the number of species under quadrat sampling. They showed, that both of the methods reduce bias but also tend to underestimate the actual number of species in the area if there is a large number of rare species and the number of quadrats sampled is small.

### 2.3.2. Multiple sampling occasions: Single investigator

Instead of dividing the area into quadrats and sampling a subset of these, an investigator may attempt to survey the entire area on multiple occasions. Like in quadrat method, the survey may include a variety of methods and should include all methods that may lead to the detection and identification of different species. The same methods should be used every day for 5-10 consecutive days (or some other unit of sampling time). The time between the first and last sampling should be sufficiently short so that the community composition is not expected to change during this time.

The model used to estimate species richness with such a data is the generalized removal model (Otis et al 1978, Pollock and Otto 1983). The idea is that the number of undetected species inhabiting the area decreases over time and the resulting change in number of detections of new species over time provides information about the number yet to be detected.

### 2.3.3. Multiple sampling occasions: Multiple investigators

One researcher samples the area for one or two day using whatever methods he or she chooses developing a species list. Then a second researcher samples the area developing another species list. The methods used by the second researcher don't have to be the same ones used by the first researcher. If e.g. five researchers develop independent species lists in this manner, the resulting data can be used to estimate species richness with a capture-recapture model. The model used for this situation is Mth (Chao et al. 1992), which means that the model allows capture probabilities to vary with time (or trapping occasion) and with an individual animal.

## 2.4. Capture and recapture -based methods for estimating population size

Capture-recapture models provide a means of estimating population size from data on numbers of animals captured and recaptured (or re-sighted) during trapping or observation efforts (Nichols & Dickman 1996).

### 2.4.1. Capture-recapture method and marked subsample method

In capture-recapture method a sample of animals is captured and marked in such a way that animals are later recognized as marked or unmarked individuals. After marking the animals in this first sample ( $n_1$ ), they are returned to the population. After allowing time for the marked individuals to mix, a second sample ( $n_2$ ) of animals is captured and the number of marked animals ( $m_2$ ) is recorded. An estimator for the probability of a marked individual to appear in the second sample is:

$$\hat{\beta} = m_2/n_1$$

Population size is then the number of animals seen in the second sample by the estimated probability of sighting:

$$\hat{N} = n_2/\hat{\beta} = n_1*n_2/m_2$$

The assumptions of using the capture-recapture model are: population is closed, all animals have the same probability to be caught in the first sample, the marking of the animals does not affect the probability of its being recaptured in the second sample and animals do not lose their marks between the capture and recapture.

There are two common cases, when the second assumption about the equal detection probabilities are

estimates of the occupancy rates, which is unbiased for moderate detection probabilities ( $> 0.3$ ).

The site-occupancy method is suitable for large areas that are too large to be completely surveyed. Instead, small areas (sampling units) are selected for surveying, with the selection being carried out in a manner that permits inference to the entire area of interest (Yoccoz et al 2001, Royle & Nichols 2003). Sampling designs and associated estimators can be found in studies like Thompson (1992). The site occupancy model assumes that sampling units are occupied by the target species for the duration of the survey period and no sites are being abandoned nor occupied, i.e. the sites are closed (MacKenzie et al. 2002).

Surveys of the target species take place on several sampling occasions at specific sites. At each sampling occasion, the researchers use sampling methods to detect the target species. Species present at a site may or may not be detected. The detection history of each site is generated by recording 1 (species detected) or 0 (species not detected) for every sampling occasion. The set of such detection histories is used to the proportion of sites occupied by the species. Increasing the number of visits per site improves the precision of the estimated occupancy rate and improves the accuracy of the estimate when detection probabilities are low.

Royle & Nichols (2003) noted, that heterogeneity exists in detection probabilities and suggest a method for dealing with it and for using this heterogeneity to extract information about abundance from occupancy surveys. The most important source of heterogeneity is variation in animal abundance among sites. If this variation is not included to the model, the constant abundance among sites is actually assumed (Royle & Nichols 2003).

Virtually all abundance estimators can be viewed as count statistics divided by estimated detection probabilities. MacKenzie et al. (2002) noted that not allowing the detectability and solely using the count statistics as an index of abundance is unwise.

Variation of the site occupancy method exists. For more, see the nonlinear frequency-density plot method in Seber (1982, pages 55-58).

## 2.3. Sampling methods for estimating species richness

### 2.3.1. Quadrat -based methods: capture-recapture, jackknife and bootstrap

When quadrat -based methods are used to estimate species richness, the area under study is divided into a number of quadrats of roughly equal size and shape. A sample of these is randomly or systematically selected and a mammalian species list is developed for each quadrat. The species list may and should be obtained by using various methods, but the same methods are to be used on every quadrat.

The number of individuals identified for each species is not required.

A common approach is to sample the quadrats until the cumulative graph of species detected versus area sampled becomes asymptotic (e.g. Smith van Belle 1984, Jones et al. 1996). Even in this case one can not be certain that all the species in the area are in the sample (Smith & van Belle 1984). This is why most of the studies tend to underestimate the species richness in the area. Heltshe & Forrester (1983) suggest, that the number of species found in a sample should be regarded as a lower bound to the number of species in population.

The capture-recapture methods that can be used for estimating the abundance of individuals in a sampled population, can be useful in estimating also species richness (Nichols & Conroy 1996). Assuming that an investigator samples two quadrats obtaining a count of the different species in each of one. The total number of species in quadrat 1 is denoted as  $n_1$ , the number identified in quadrat 2 is  $n_2$ , and the number identified in both quadrats as  $m$ . If all species in the area have equal probabilities of being detected in the quadrats, then the ratio of species detected in quadrat 1 to the total number of species in the area ( $N$ ) should be approximately equal the ratio of species found in both quadrats to total species found in quadrat 2:

$$\begin{aligned}n_1/N &\approx m/n_2 \\ N &= n_1 \cdot n_2 / m\end{aligned}$$

The problem with using an estimator like the above for species richness is that the probabilities for detecting all species are assumed to be equal. Certainly this is not the case with mammals but the detection possibilities vary with the relative ease of observing individuals of different species and with the relative abundance of species in the area (e.g. Chao 1987). Still the estimator will be less biased than the naïve count statistics ( $n_1 + n_2 - m$ ), but unequal species detection probabilities will still produce a negative bias (i.e. the  $N$  will tend to underestimate the true number of species) (Chao 1987, Otis et al. 1978).

Many kind of variation can be assumed to occur in the capture probabilities, e.g. variance within time or capture occasion, with behavioral response or with individual animal, or combinations of these. Capture-recapture models that allow different kind of variation have been suggested e.g. by Otis et al. (1978), Pollock & Otto (1983) and Chao et al. (1992). In the paper of Pollock & Otto (1983), model assuming a constant capture probability over sampling times expect influenced by the trap response is introduced. Chao et al. (1992) propose a nonparametric estimation technique that is appropriate for a capture-recapture model when the capture probabilities vary by time and individual animal. Chao (1987) proposes the use of a point estimator and its associated confidence intervals for the size of a closed population under models that incorporate heterogeneity of capture probability. A good and more

is closed, 3) number of individuals removed from each subclass is known and 4) the proportion of the x-types removed is different from their proportion in the population. For a complete description of the method see Seber (1982), Udevitz and Pollock (1991) and Lancia & Bishir (1996).

### 2.5.2. Catch-per-unit-effort method (C/E)

Catch-per-unit-effort method is based on the principle that as more and more animals are removed from the population, fewer are available to be caught causing the catch-per-unit-effort to decline (Lancia & Bishir 1996). Animals can be physically removed from the population (killed or trapped and relocated) or they can be figuratively removed by being marked. In the latter case marked animals captured are ignored and the number of interest is the unmarked animals captured (Lancia & Bishir 1996). Hopkins & Kennedy (2004) used C/E as a numerical index to compare the species richness among different vegetation types.

Assumptions for C/E method are: 1) The population is closed (except for the removals), 2) each animal has an equal probability to be caught ( $k$ ) and  $k$  is constant over time and 3) all removals are known. (Lancia & Bishir 1996). For detailed description of C/E method, see Seber (1982) and Lancia & Bishir (1996).

## 2.6. The use of indices instead of absolute abundance

Estimating animal abundance and species richness is laborious and expensive. When estimating absolute abundance and species richness, the researcher also faces problems related to observability of animals and sampling of the space they occupy (Nichols & Conroy 1996). Observability is the probability that an individual animal in the population will appear in the count statistics; it normally falls between 0 and 1, which against the conditions of many methods. The second problem is that limitations of time and money typically preclude obtaining count statistics over the entire area of interest and the researcher must select the sample areas that represent some fraction of the total area (Conroy 1996).

Luckily, in most of the cases use of index instead of absolute abundance is possible (Conroy 1996, Engeman 2005). Indices can be combined with different kind of field techniques, that include e.g. track stations, faeces surveys, bait consumption, trapping or visual observation (Engeman 2005). An index is a relative measure of population density, that is correlated to actual population density. In ideal case is linear, (e.g. if the index doubles, it can be assumed that the population has doubled too), but in many cases the true connection of an index to the absolute abundance remains unresolved (Conroy 1996, Engeman 2005). Using indices is more efficient and less costly alternative for monitoring populations (Hopkins & Kennedy 2004).

To establish the utility of an index as a substitute for an estimate of density, one must first demonstrate a functional

relationship between the index and density that is invariant over the desired scope of inference, then calibrate the functional relationship by obtaining independent measures of the index and the animal density and then evaluate the precision of the calibration (Jeannelle et al. 2002). About the perils of the search for indices that substitute direct estimation of animal density have also written Nichols & Conroy (1996), Yoccoz et al. (2001), and Pollock et al. (2002). On the other hand, Hopkins & Kennedy (2004) suggested that the use of index provides patterns of small mammal population trends proportional to those derived from estimates of absolute abundance. Similar conclusions have been reached by Slade & Blair (2000).

In all the methods leading to direct density estimations the premium is placed for accuracy. The applications for indices, on the other hand, make the precision the utmost importance. This reflects the contrast between the use of index and direct density estimations: Direct density estimation strives to identify the actual number of individuals accurately, whereas indexing procedures seek to use reflective measures for detecting differences in abundance (Engeman 2005). An index should be sensitive to differences in population size, weather comparisons are made among multiple populations or a change is being detected within the same population (Engeman 2005).

Direct indices are based on direct observation of animals, either visually or through capture and harvest. An incomplete count is obtained when animals are counted as they occur in the nature rather than actively captured or harvested. An incomplete count is obtained by using methods like aerial counts or line transect surveys. If the incomplete count can be assumed to be of constant proportion of abundance, comparisons over space and time are straightforward. Several studies suggest anyhow, that incomplete counts are often influenced by other factors than abundance: groups size of the animals in question, vegetation cover, habitat, the observer experience, weather conditions... Therefore, the assumption of counts representing a constant proportion of abundance does not always hold (Conroy 1996).

Capture index is a direct index that is based on the number of individual animals captured per unit of time and effort. These indices also assume that given some constant trapping effort, changes in captures of animals over time represent proportional changes in abundance (Conroy 1996). The use of capture indices assume same trapping probabilities among individuals, species, habitats and trapping protocols. Hence, comparisons among indices should be done with caution (Slade & Blair 2000, Hopkins & Kennedy 2004, Engeman 2005).

Indirect indices are based on the indirect evidence of the animal's presence, such as count of tracks, animal calls, scent station visits, scats or structures. The indices are assumed to have a positive, monotonic and linear relationship with the animal abundance. In the case of

violated (Nichols & Dickman 1996): heterogeneity and behavioral response. Heterogeneity refers to inherent variation in capture probability among individuals in a population. If the heterogeneity is associated with morphological or other easily identified characteristics, then this problem can be dealt through stratification. For example, if capture probability differs for male and female, then the abundance estimates can be done for each gender separately and then summed up to get the total abundance. The behavioral response refers to a situation, where animals after being trapped once, become trap-happy (probability for recapture is higher) or trap-shy (probability for recapture is lower) (Nichols & Dickman 1996). The response of trap-happy is common in small mammals and cases of trap-shyness have been reported e.g. on tigers (Wegge et al. 2004).

Marked subsample method is an adaptation of the capture-recapture method, where the second sample is obtained not by capturing but by observing the animals. The animals are normally marked with conspicuous collars and radio transmitters. A substantial portion of the population should be marked during as short period as possible and afterwards the marked animals should be evenly distributed throughout the population.

#### **2.4.2. Closed- and open-population models with K samples**

When capture-recapture studies are repeated several times, a capture history of an individual animal can be established. A capture history is simply a row of 1s and 0s, where 1 denotes capture or sighting and 0 denotes no capture (Nichols and Dickman 1996). K sample capture-recapture models for closed populations are used in situations, when no gains or losses to the population are believed to occur between the sample periods of the study. The time between the trapping periods is then relatively short, for example, trapping occurs for 5 consecutive nights (Nichols and Dickman 1996). If the time between trapping periods is long (e.g. the trapping takes places seasonally), the open-population model is used. From the capture history data is modeled in terms of capture probabilities in closed-population models, in open-population models also a survival probability is included. The model for open populations is commonly called Jolly-Seber model (Jolly 1965, Seber 1965). More information about the open population models can be found in Seber (1982) and Pollock et al. (1990).

Unlike most capture-recapture models, K-sample models for closed and open population require a computer program to provide iterative solutions to the estimation equations. The program CAPTURE (Rexstad & Burnham 1991) is recommended to be used for calculating the estimations for population size in the case of closed populations (Nichols & Dickman 1996). For open populations, Nichols & Dickman (1996) recommended the program JOLLY (Pollock et al. 1990).

#### **2.4.3. Multiple independent observers -method**

Multiple independent observers -method is an adaptation of the capture-recapture method. Two observers count the animals simultaneously and independently in the same area in a manner that allows partitioning of sightings into those seen by each observer and those seen by both observers. Animals seen by the first observer ( $n_1$ ) are those captured in the first sample and those seen by the other observer ( $n_2$ ) those captured in the second sample. Those seen by the both observers ( $m_2$ ) are those marked in the first sample and recaptured later. The population size is estimated with the same estimator as in the capture-recapture method (chapter 2.5.1., page 14 in this report).

Conditions for using multiple independent observers -method are: population is closed between the counts by the two observers, all animals are equally likely to be seen by a given observer, sighting of an animal by one observer does not affect the probability of its sighting by other observer and animals seen by both observers can be accurately identified. (Southwell 1996)

### **2.5. Removal methods**

Removal methods are used for estimating animal abundance. They are based on an accurate recording of the number of animals removed from or added to a population, in conjunction with observations made about the population before, after or during the removal process (Lancia & Bishir 1996). The removal data can be collected by individuals other than researchers (e.g. hunters), so it is often more inexpensive to obtain. The removal methods can be applied, when the removal from the population is selective; i.e. the proportion of subclasses of animals (e.g. sex, age, antler or size subclasses) removed is substantially different from the proportions of the subclasses in the pre-removal population (Lancia & Bishir 1996).

#### **2.5.1. Change-in-ratio method (CIR)**

The CIR method uses changes in the proportions of subclasses in a population to estimate the size of the subclasses. It is based on the idea, that the proportions of the subclasses in the population change over time because of the disproportionate removals. Subclasses could be e.g. males and females, adults and juveniles, antlered deers and antlerless deers, or even two different species (Lancia & Bishir 1996). The CIR-method has been applied to animals species, that are hunted, e.g. deer population (Conner et al. 1986) and Norwegian moose population (Solberg et al. 2005).

A sample of the proportions of the subclasses in the population is taken before the first removal, and the removals occur during two or more distinct periods. After removal another sample is taken from the population (Lancia & Bishir 1996). The assumptions of the basic CIR-method are: 1) The observed proportions for subclasses (x-type and y-type) are unbiased estimates of the true proportions in the population, 2) except the removals, the population

### 3. FIELD TECHNIQUES FOR NONVOLANT MAMMALS

Field techniques can be broadly classified as 1) observational techniques, 2) capture techniques and 3) techniques based on animal signs (Nichols & Conroy 1996). Several techniques should be employed in a multi-species mammal study. The techniques are selected on a species-specific basis, considering their applicability and appropriateness for each target species.

Observational techniques are used mostly on diurnal species but when used in conjunction with night observation devices, can also be applied to nocturnal species. Nocturnal species are often surveyed with capture techniques or by detecting their signs. Observational techniques may be applicable to social species or to species that form temporary aggregations. (Rudran & Foster 1996). Features of animal's habitat should influence the choice of field techniques. The density of vegetation, steepness of the terrain and the degree of habitat heterogeneity can affect direct observations so that the other techniques are preferable. (Rudran & Foster 1996).

Capture techniques include snap trapping, live trapping and pitfall trapping. Snap traps kill the mammal (removal from the population), live and pitfall traps capture mammals unharmed for later release (Jones et al. 1996). Nevertheless, all the capture techniques are considered to be invasive and laborious and hence expensive. Expertise is often required for handling and identifying the animals, which tend to increase the expenses even more. When invasive methods are being used, the questions of ethics rise, especially in the case of snap trapping. On the other hand, capture techniques allow the researcher to gather more detailed information about the population, like sex deviation, average body mass etc. Also one of the most reliable methods for estimating species abundance, capture-recapture method, requires capturing and handling the animals.

Techniques based on animal signs are considered to be less expensive and hence more suitable for large scale surveys (Webbon et al. 2004). Animals signs can also be detected in many different kind of habitats, including those with poor visibility. Hence techniques based on animal signs may result in estimates with lower confidence limit (Jachman 1991). Survey of animal signs is also a non-invasive method with a minimal effect on the species in question. At the moment a lot of research is carried out using techniques based on animal signs and observational techniques, whereas the use and development of capture techniques seem to be declining.

#### 3.1. Use of baits and attractants

Different kind of baits and attractants can be used to attract the target species to the proximity of camera traps, track stations and live and snap traps. In many studies the term

“scent station” is used, when different kind of natural and artificial attractants (but not bait) are used. Scent stations attract the animals, but do not reward them with food. According to Yasuda (2004) baits and scent stations can be used to attract predators or frugivores to a camera traps in order to shorten the minimum trapping effort necessary for acquiring photograph of the target species. In his study camera traps were baited with raw peanuts to attract wild boars, hares, masked palm civets, raccoon dogs, weasels, squirrels and badgers. In Gompper et al. (2006) carnivores were monitored by camera traps which were baited of chicken, deer and beaver meat and skunk-scented lures. Campbell & Lang (2008) studied the use of attractants for wild boars (*Sus scrofa*) and found that the visitation rate in scent stations was highest when strawberries and apples were used as a bait. However, baits that are too attractive to a target species shouldn't be used, because this will cause the animals to stay in the area until the bait is consumed, which, in the case of camera trapping, can result to the entire roll of film containing a series of photographs of the same individual (Yasuda 2004).

Long et al. (2007) suggested, that there might be a potential bias when using methods that require the use of baits attractants. Different segments of population (e.g. females and males) may be differently drawn to attractants. Also the call range of attractants i.e. the actual survey area is often difficult to estimate. Furthermore, non-reward -based detection methods eliminate the supplemental feeding effect of wildlife, which can be an important factor especially in the case of long term monitoring in the same area. It also minimizes the chance of attracting animals to potentially hazardous locations. The use of very attractive bait may also artificially increase the abundance index, especially when the survey is conducted for many consecutive days, like Allen et al. (1996) concluded. The baits can also be consumed by other species than specific target animal, which can increase the cost of the survey both directly (the cost of the bait) and indirectly (the labour needed for replacing the bait). Because of this when the purpose of the survey concentrates on the abundance of one or few target species, species-specific baits should be used (Campbell & Long 2008). Nevertheless, different kind of attractants and baits are very commonly used in wildlife research and the downsides of the baiting seem not to be very widely discussed.

#### 3.2. Other variables affecting the surveys

All mammals are affected by the local weather conditions. Temperature, precipitation and other climatic factors affect the activity of animals and the timing and intensity of feeding, reproduction and migration. The weather data should be recorded not only during monitoring, but actually several weeks prior to the survey, because these data often provide insights for the interpretation of the monitoring results. Weather conditions should be also taken into consideration when designing the study, because uncontrollable weather variables can lead to biased results

indirect indices the observability can be greater than one, if the same individual produces multiple indices (sets of tracks, visits in scent station, sounds). E.g. Carnivore footprints are often easily identified and can be used as an index of abundance based on counts of tracks detected per unit of sampling effort, which can be km of line transect or number of track stations (Wilson & Delahay 2001).

One may conduct a study in an attempt to identify all

significant factors related to the index and specify their relationship. One can also control for as many factors as possible by standardizing methods (e.g. always surveying under the same weather conditions, with the same observers, etc) to reduce index variability and to make comparisons among years or sites more reliable. Such indices are not estimates of abundance but have less sampling variability, perhaps enabling more accurate and powerful comparisons over space and time (Conroy 1996).

Sharp et al. (2001) studied the suitability of spotlight counts to index the abundance of red fox in arid environment. They concluded, that there was a correlation between spotlight count index and some other indices suggesting that spotlight counts were accurately documenting fluctuations in population size. The precision of the spotlight index was nevertheless low, which means that smaller changes in abundance may go undetected. On the other hand, there have been many other studies conducted that have not found a correlation between spotlight indices and other indices, e.g. Mahon et al. (1998) for foxes and feral cats. Also Edwards et al. (2000) found some evidence suggesting, that spotlighting is not an appropriate method for indexing the abundance of wild dogs and dingos.

### 3.3.3. Thermal cameras

Mammals produce body heat that can be seen against the relatively cooler natural surroundings using thermal imaging technology. This heat can be detected with thermal cameras from the aircraft (Havens & Sharp 1998). Still nowadays this technique has rarely been used to survey animal populations because of the unavailability and high cost of equipment, and a lack of experience and standardised methodologies (Havens & Sharp 1998, Wilson & Delahay 2001).

Havens & Sharp (1998) used thermal aerial imagery to survey deer population in Florida, but they were also able to locate radio collared panthers and identify several other mammalian species. The results were promising, because they were able to detect 42% more deers than compared with the standard aerial survey methods. Based on the thermal signatures of deers, they were able to detect them also in wooded areas. Havens & Sharp (1998) suggest, that thermal photography could eliminate bias associated with animal sightability. Collier et al. (2007) used thermal imager to locate white-tailed deers. The thermal imager gear was placed at the front of the vehicle. They found the use of thermal imager to be very efficient method for detecting white-tailed deers detecting more than 90 % of the total individuals seen. Standard spotlighting detected 54 % of the deers.

Butler et al. (2006) used thermal infrared cameras to detect deer neonates in shrub land, in Texas. They used cameras from a vehicle and from fixed positions. The results were not promising, since they were able to detect only one fawn. They concluded, that the method failed because the sparse herbaceous vegetation in the study area was able to buffer a neonate's body heat enough so that the camera was not able to detect it. Also direct sun light can result in false signals. They advise wildlife researchers to consider vegetation parameters, ungulate density and other factors possibly effecting the results before purchasing an expensive thermal imaging equipment (Butler et al. 2006).

### 3.3.4. Emergence from the den or burrow

Observation of emergence from dens and burrows is used to obtain total counts of species. The technique requires the initial location of all the dens and burrows in a study

area. It has been used to survey nocturnal and tree hollow-dependent species. It is found to be most useful for small to medium size species. Before the survey the whole area is searched in order to locate all the dens and burrows in the area. Observers continuously watch the entrances of the dens and simply count the animals as they exit. In the case of nocturnal animals, observers should be stationed at the base of the each tree. Artificial light sources can be used in this method, so the position of the observers should be such that the silhouette of the den can be seen against the evening sky or the night vision device should be used. The presence of the observer shouldn't hinder the emergence of the observed animal. Sometimes it may be necessary to replace human observers with video cameras (Rudran & Foster 1996).

The outcome of this method is the absolute density of the population (the sum of all the animals observed divided by the study area). This method has been used for counting possums in Australian rainforests (Smith et al. 1989) and it can also be applied to surveying bats (Bat Conservation Trust 2007).

## 3.4. Capture techniques for non-volant mammals

Small terrestrial mammals (weight < 50 g) have often the greatest species richness in forest ecosystems (Jones et al. 1996). They are often sampled with different kind of traps, because they are hard to identify with other methods. Trapping can also be used for medium-sized mammals, that are difficult to detect using other methods. Capturing generally becomes more difficult when the size of the target animal increases (Jones et al. 1996).

The choices of trap type and bait are far from irrelevant; according to the study of Laurance (1992), conducted in Australian rain forests, different trapping methods vary considerably in terms of overall capture rate and proportions of species captured. The factors affecting the capture rates of different species are diet, vertical microhabitat use, body size and trap avoidance. This is why any single trapping method will be biased toward nonrandom subset of species in the community; instead, a variety of trapping methods should be used (Laurance 1992, Anthony et al. 2005, Moseby & Read 2001). Also Kalko & Handley (1993) compared the capture success of snap traps and pitfall trapping and concluded, that these two methods are complementary and the best results is obtained when combined.

Trapping is an invasive way to study mammals. Guidelines for the capture, handling and care of mammals approved by the American Society of Mammalogist can be found in the statement of Animal Care and Use Committee (1998).

### 3.4.1. Live and snap trapping

The use of different kind of traps (live traps, snap traps and pitfall traps) is common in small-mammal-community assessments. The live and snap traps require the animal

that are not reflecting the true species richness. An example about the effect of the weather conditions is given in Appendix 1. (Crump 1996)

Temperature should be recorded in the beginning and end of the monitoring periods providing information useful in evaluating the mammalian activity. Outside the monitoring period temperature should be recorded continuously or at least maximum and minimum temperatures of each day. Also the daily precipitation should also be measured. Wind speed and direction maybe relevant as well. (Crump 1996)

### 3.3. Observational techniques for non-volant mammals

Observational techniques can be used for confirming the presence of mammalian species in the area and to estimate their population size (Rudran et al. 1996). These techniques involve detecting animals directly by sight, sound or smell or indirectly with the help of cameras, and tape recorders. Observational methods can be used to monitor all but the smallest mammals (rodents and insectivores) and species living in rough terrain or under dense vegetation. These methods are most appropriate for surveying medium-sized to fairly large mammals living in relatively open and flat habitats (Rudran et al. 1996). For surveying insectivores and rodents other techniques, such as capture techniques, are more appropriate.

Observational techniques can be divided into drive techniques and silent techniques. In drive techniques animals are made to run and counted as they flee. These techniques can be used for surveys of diurnal, medium sized, terrestrial animals with conspicuous flight reaction that live on a flat and open terrain. Drive techniques cause stress and risk of injury for animals and too often conducted surveys can cause the animals to leave the area for extended periods. (Rudran et al. 1996) In Israel these methods may not be usable because of the small and fragmented forest structure and applying them can may lead to to animals fleeing to roads. For more detailed information about the drive methods see Rudran & Foster (1996, pages 82 - 86).

The silent methods can be divided into active and passive methods. In active silent detection methods the observer approaches the animals as silently as possible and counts them while they remain undisturbed. These methods can be used for surveying species over wide range of size classes, from relatively small to very large. Such methods can be used to survey arboreal species (species specialized living in a canopy) , fossorial species (species specialized living underground), diurnal species and nocturnal species. Detection of nocturnal species requires the use of spotlight (Rudran & Foster 1996) or night vision device. Silent detection methods are preferable over drives because they are less stressful to animals. Surveys can be conducted by foot or mobile platforms for larger areas (> 10 km<sup>2</sup>) such as horses, mules or land vehicles. Airplanes can be used

for counting large mammals like elephants or hippos. In forested and hilly areas the use of mobile platforms is often problematic.

#### 3.3.1. Aerial surveys

Aerial surveys are conducted from fixed-wing aircraft or a helicopter. The quadrat sampling and line or strip transect methods are normally applied (Nichols & Conroy 1996). The aerial surveys permit rapid counting of animals and are most useful for surveying very large, open areas. However, costs of conducting regular aerial surveys may be prohibitive (Wilson & Delahay 2001).

Aerial surveys has been used commonly to survey marine mammals (e.g. Pollock et al. 2006), but it can be used for terrestrial species living in open or patchy habitats as well. It is most suitable for counting species that form groups and are therefore more conspicuous from air (Sutherland 1996). Studies exist about e.g. red deers (Trenkel et al. 1997), wolves (Becker et al. 1998), elks (Samuel et al. 1987), elephants (Jachmann 1991), and other large or medium sized mammals (e.g. giraffe, gazelle, ostrich, lion) (Foguekem 2010). Because it is not suitable for surveying small or medium size animals living in a habitat with dense vegetation, the suitability of this method to the Israeli conditions is questionable.

#### 3.3.2. Night surveys & spotlight counts

Many carnivores are nocturnally active, hence several methods have been developed to carry out counts at night (Wilson & Delahay 2001). Night counts conducted from the roads with spotlights is also a standard method for estimating the size of deer population because of its low cost and ease of use (Collier et al. 2007). Line transect method can also be used for night surveys to monitor nocturnal species (Mahon et al 1998, Sharp et al. 2001). The problem with animal detection is more acute on night surveys. A strong beamed flashlight or night vision device can be used for detecting the animals. Spotlighting works best with species that have bright eye shine and do not look away from the light. (Rudran & Foster 1996)

In Sharp et al. (2001) the spotlight transect of 24 km was established to study red fox abundance. The transect was monitored seasonally for 4 consecutive nights from a vehicle. Whenever an eye shine was detected, the car was stopped and binoculars were used to identify the species. This information was used to produce an index of numbers of individuals seen per kilometer. Seasonal population indices were calculated from the mean of the consecutive nightly estimates.

Duckworth (1998) reviewed spotlighting on foot as a method to assess the population size of nocturnal forest mammals. He concluded that the distance-sampling method for calculating density (Buckland et al. 1993) was inappropriate because the assumption of 100% detection probability on the transect line could not be met night time in a forest environment.

number of trap sites and drift fences on the capture rates of pitfall traps and concluded, that the capture rates at fenced pits were five times higher than at unfenced pits. Although pitfall trapping is considered to be very effective for capturing shrews, in the absence of drift fencing, pitfall traps do not necessarily capture more shrews than conventional live traps (Anthony et al. 2005).

### 3.5. Indirect survey methods based on animal sign

Opportunities to observe animals on the field are often limited because most are small, nocturnal and secretive. Luckily all animals leave a record of their presence and activities. Visually detected signs include structures (different kind of nests), marks from the feeding activities (grass and twig cuttings, droppings, diggings), tracks, stored food and food remains, and scats. These signs can be helpful when creating a checklist of species in the survey area. To be reliable as an indicator of a given species, sign should be validated by identifying the species in the act of producing a sign. The detection of signs is often demanding and requires a lot of field experience (Wemmer et al. 1996).

Animal signs (e.g. nests, scats and tracks) can be surveyed using the same techniques used in observational methods to count animals directly (e.g. line-transect, strip, quadrat plot methods, described above), and the result can be analyzed with the same statistical treatments (Wemmer et al. 1996).

Track plates, scent stations and different kind of hair funnels and wires are also presented in this chapter, because they are noninvasive and based on the animal signs. Most noninvasive methods are specifically designed to collect presence-absence data and to produce checklist of the species of certain area (Gompper et al. 2006).

It is important to note however, that count of signs should be interpreted as an index of abundance. To establish the utility of an index as a substitute for an estimate of density, one must first demonstrate a functional relationship between the index and density that is invariant over the desired scope of inference, then calibrate the functional relationship by obtaining independent measures of the index and the animal density and then evaluate the precision of the calibration (Jeannel et al. 2002).

Counts of signs are also submitted to a variety of sources of error: environmental heterogeneity, non-regular production of the sign, mobility of animals, detectability of signs and decaying rates of the substances. Despite many potential sources of error a number of studies reported a good fit between the estimates of population size based on counts and those derived by other methods (Wemmer et al. 1996).

#### 3.5.1. Mammal tracks

Mammal tracks are often found in wet or muddy areas near

the water or along trails used for moving between different habitats. Sandy substrates are less than ideal, but also record tracks with sufficient detail for identification (Wemmer et al. 1996). Some surveys are based on the transects along dirt roads with dusty surfaces that register animal footprints (e.g. Smallwood & Fitzhugh 1993, Edwards et al. 2000). Once mammal tracks are found, they should be documented for example by photographing it for further use. An object of known size should be included in each photograph for scale. Another way to document mammal tracks is casting them with plaster of Paris or rosin-paraffin moulage methods. Detailed description of these methods can be obtained in Wemmer et al. (1996, pages 160- 162.).

Two main systematic approaches for collection of the track data is to survey transects for evidence of footprints or to use lines of track stations of deliberately prepared footprints plots (Wilson & Delahay 2001). The latter method is reviewed in chapter 3.5.4., page 37. Footprints can be used as an index of abundance based on counts of tracks detected per unit of sampling effort, which can be km of line transect or number of track stations (Wilson & Delahay 2001). If individual animals can be identified based on the footprints (e.g. mountain lion, Smallwood & Fitzhugh 1993), the absolute abundance can be estimated (Wilson & Delahay 2001).

For most species active in winter, snowtracking has probably the highest probability of detecting species (Gompper et al. 2006). By definition this method can be used only on places with snow and hence is hardly suitable for Israeli conditions.

#### 3.5.2. Scat surveys

For many scarce and elusive species, like many carnivores, confirming their presence through faecal surveys is the only cost-effective approach (Davison et al. 2002, Laing et al. 2003). Surveys of scats measure usage of the survey area over a period of time that corresponds roughly to the mean time of decay of the scat (Laing et al. 2003). On the other hand, direct methods for surveying animals, e.g. the observational methods like aerial survey and surveys conducted by foot or by vehicle, estimate animal density only at the time of the survey and are more prone to sample error. Thus, the scat survey methods are not biased by an uneven distribution of the population or the movements of the animals between unsurveyed and surveyed areas (Jachmann 1991). Also the observational methods are effective in open and flat habitats, in forested habitats the detectability of animals can not be considered to be 100% (Jachmann 1991).

Surveys of scats or pellet groups are usually conducted using quadrat sampling, strip transect sampling (Webbon et al. 2004) or line transect sampling (Gompper et al. 2006, McCann et al. 2008) These sampling techniques are the same as used in observational techniques, for the definitions see chapter 3.3., page 24. In scat surveys quadrat sampling plots of 50 to 100 m<sup>2</sup> are generally employed and these

entering the trap, this is why they are normally baited to increase the probability of capture (Jones et al. 1996). Especially granivores (seed-eaters) and generalists respond to baiting (Jones et al. 1996). Pitfall traps work differently, the animal just falls down to the accidentally since it is buried with the level of ground surface and can't climb up again, so no baiting is used.

The two most popular and commonly used live traps are Sherman trap (H.B. Sherman Inc., Tallahassee, Florida, USA) and Longworth trap (Penlon Ltd., Oxford, U.K.), that are commercially available (Anthony et al. 2005). Because each trap has its own inherent biases and mechanical limitations they are likely to favor some species over others. This is why no single trapping method can yield accurate and unbiased estimate of the structure and composition of small-mammal community and instead a combination of different kind of traps should be used (Kalko and Handley 1993, Anthony et al. 2005). Anthony et al. (2005) compared the efficiency of different kind of live traps and concluded that small Sherman traps are the most effective ones for small-bodied mammals. The Longworth traps were especially effective to capture also shrews, even compared to traditionally used pitfall trapping. This is probably due to the sensitive capture mechanism.

In a snap trap, a metal bale powered by the spring is released when the animal contacts a pan containing the bait (Jones et al. 1996). Snap traps kill the mammal, hence they are suitable for removal methods (Chapter 2.5, page 18). The most effective snap traps for small mammals are Museum Special mouse and rat traps (Victor, Four-way; Woodstream Corporation) (Jones et al. 1996). Snap trap must be of a size and power sufficient to kill the animal on impact.

For species richness inventories accurate estimates of abundance are not necessary: the primary concern is to detect all the species and sample a sufficient space. The easiest and most common way to arrange traps is along a transect (Jones et al. 1996, Kalko & Handley 1993). Traps are placed at equal intervals of 5 to 15 meters along the transect, but spacing distance should be a function of habitat complexity: the more complex habitat, more closely spaced traps and transects (Jones et al. 1996). Traps can be also arranged as a grid of e.g. 5 x 5 traps (Anthony et al. 2005). Size of a target animal is a consideration when placing the traps, because small mammals tend to travel shorter distances than large mammals. A general rule is to space traps at a distance no greater than the radius of an average home range of a target species (Jones et al. 1996). Trapping period of 500 nights is recommended for the species inventory, but the trapping effort can be also shorter when determined with a species accumulation curve (cumulative number of species trapped versus cumulative trapping effort) (Jones et al. 1996).

The timing of the trapping significantly influences the capture success for small mammals, because of the

frequency and duration of their activities vary (Jones et al. 1996). Some species, like shrews, have multiple periods of activity during a 24-hour interval, whereas others have only one. Ideally, trapping should take place during 5-6 activity periods and for some species this means 5-6 days and for shrews less than that. The duration of trapping can be shortened and the effectiveness increased, if animals are exposed to the traps for several days before actual trapping period. During this time the traps are baited but locked open (Jones et al. 1996, Anthony et al. 2005). Traps should be checked regularly. Animals may be retained in live traps for a few hours, if bait and bedding material (cotton or other plant fibers) is provided and the trap is protected from the elements (sun and rain). In Anthony et al. (2005) the traps were checked every 12 hours. The traps were locked closed, if the temperature exceeded 27° C. For further instructions for capturing and handling the small mammals, see Animal Care and Use Committee (1998).

Trap transects are generally not suitable for density estimations, because the effective area from which the animals are sampled of the trap array must be known (Jones et al. 1996). For better estimations for density a square grid or circular grid of traps are recommended (Jones et al. 1996, Anderson et al. 1983). For further development and comparison of these methods, see also Parmenter et al. (2008).

### 3.4.2. Pitfall trapping

Pitfall trapping is a commonly used method for assessing the small- mammal and -reptile communities. It is considered especially efficient for capturing shrews, that are normally difficult to capture with other types of traps (Kalko & Handley 1993). Pitfall traps can be made out of normal plastic buckets, PVC sewer pipes or tin cans and buried at the ground surface level (Laurence 1992, Moseby & Read 2001). Sometimes a solution of formalin is used, then the purpose is to preserve the specimen inside the trap and not to caught it alive and release afterwards (Laurance 1992, Kalko & Handley 1993). During the wet season the use of pitfall traps is not recommendable, since the animals in the pit may drown.

The pits are commonly arranged into the shape of grid or cross with the distance between the pits of 3 to 5 meters (Laurence 1992, Moseby & Read 2001). The pits should be checked every day and the animals inside identified and released afterwards. The standard trapping period in pitfall traps is four nights, although the most efficient trapping period for maximizing new species captured may be for small mammals closer to eight (Moseby & Read 2001). The use of shorter trapping period may lead to underestimation of the species richness on the research site.

Different kind of drift fences linking the pits can be used to funnel the animals into pits, which seems to increase the capture rates and hence the efficiency of pitfall trapping (Moseby & Read 2001). Moseby & Read (2001) investigated in Australian shrublands the influence of trapping period,

over a lengthy period of time. The disadvantages of the accumulation method is the much higher amount of field work, which is required because of the time period between visits must be kept short to ensure that new scat would not decay (Laing et al. 2003).

If animal species is known to use regular latrine area and if such latrines can be identified, population estimates can be made from the pellet accumulation in these known latrines using one of the methods above (Putman 1984).

It should also be noted, that the presence of scats doesn't necessarily mean, that the area is currently occupied by the animal. Given that the scats may persist long time in nature, detection of the scats only means that the site was used by the species in recent past (Long et al. 2007). Of course the connection between scats and presence of the actual animal can be established, when the area is monitored for longer time and scats appear also in later assessments.

Other parameters can be estimated from the scats. Scats can offer information about the individuals sex, body mass and diet. In some cases the sex of the individual in question can be determined from the shape of its faeces and also such information may be obtained from the DNA -analysis (Putman 1984). Also some relationships between body mass and the mass of the faeces have been established for various ungulate species. Microhistological examination of faecal material is a technique widely used in the determining animal diet. For an excellent review about the dietary analysis, defining sex and determining the body mass of the individual from faeces, see Putman (1984).

The scats found in the field are identified by species either with DNA-analysis or based on their appearance (Wilson et al. 2003, Davison et al. 2002). In DNA -analysis small amount of the outer part of scat is scraped to enrich mucosal cells. From these cells, DNA is extracted and identified by comparing the samples nucleotide sequences of known species obtained from the Genbank (Davison et al. 2002). Davison et al. (2002) identified the faeces obtained from the field based on their appearance. The same samples were later analyzed in the laboratory to confirm the identification. Their study showed, that expert naturalists failed to distinguish pine marten faeces from fox faeces. Unfortunately DNA testing is costly and technically difficult and thus can't be used in all the surveys. Davison et al. (2002) recommend a multi-evidence approach to be used to identify the species, involving DNA extraction from scats, identification of species from hairs, camera trapping and non-leading sighting questionnaires.

In Wilson et al. (2003) faecal DNA was collected systematically from latrines that were used by badger communities. Based on DNA-analyses individuals were identified. This data was interpreted and treated as a capture-recapture data (also Banks et al. 2002). This the number of faces can also be plotted against the cumulative number of new genotypes; this regression curve asymptotes

at the estimated population size. Wilson et al. (2003) considered this method for estimating badger abundance the only one accurate enough to compete with live trapping methods, which are also invasive, laborious and expensive.

### 3.5.3. The use of detection dogs

Detection dogs can be used to locate fecal samples from carnivores, thus confirming species presence in the area. Laboratory analysis can be passed, if the target species yield unambiguous scats (e.g. black bear) (Long et al. 2007).

Long et al. (2007) concluded, that the use of detection dogs is a more effective method for surveying bears, bobcats and fishers than hair snares and camera traps, but also more costly. The use of detection dogs is a good option, especially when high detectability and minimal bias are important. In Long et al. (2007) the detection dogs detected the target species 3 times more often than camera traps and the detectability of the species was > 80%.

Also with the dogs only one visit in the survey site is required, unlike with other methods (e.g. setting the cameras and then collecting them back). This is not trivial, especially when the survey area is far away or the conditions for working are difficult (Long et al. 2007). Furthermore, unlike most of the station-based methods, use of detection dogs doesn't require the use of attractants and baits. The drawbacks of baiting were further discussed in the chapter 3.1., page 23.

### 3.5.4. Track and scent stations

Track stations consist of artificial or natural surfaces that preserve footprints and can be positioned where ever required (Wilson & Delahay 2001). Track stations have also been used in association with scented attractants to lure individuals to the site. In this case the term scent stations is often used. Scent and track stations are usually used for determining the presence of carnivores (Gompper et al (2006). Scent and track station methods are based on the assumption that the visitation rate is associated with population density. The theoretical relationship between the index and mean abundance may not be linear. For non-extreme densities the relationship can be approximately linear. (Diefenbach 1994).

A track station can be an aluminum plate smeared with soot and enclosed in a box, but it can also be as simple as a smoothed area across unpaved road (Allen et al. 1996). Track plates enclosed in a box are sometimes called cubby boxes (e.g. O'Connell et al. 2006). In Crooks et al. (2008) a circle of sifted gypsum powder (ca. 1 cm deep and 1 m in diameter) was used. Gompper et al. (2006) used a circle of raked sand around the scented lure. The most commonly used radius of the circle is 50 cm -1 m, but Gompper et al. (2006) noted, that many species may not approach the scent station this close and the use of longer radius might be recommendable.

The sooted plate can be placed on the ground as it is

samples are searched thoroughly for scats of target animals (Putman 1984). Webbon et al. (2004) used line transects and all the scats with distance less than 3 meters from the transect were included. McCann et al. (2008) surveyed the abundance of snow shoe hare by establishing 4 parallel transects 125m apart and placing 15 1m<sup>2</sup> circular plots at 25 meters intervals on each transect. The scats are identified by species either with DNA-testing (Wilson et al. 2003) or based on their appearance (McCann et al. 2008, Davison et al. 2002).

There are two most commonly used methods for surveying scats. When using the accumulation of sign (scat or nest) method, the scats are cleared away or marked before the actual survey (Webbon et al. 2004, Gompper et al. 2006, McCann et al. 2008). The new scats are allowed to accumulate during sufficient time before they are counted again. The accumulation time should be short enough for the decaying no to occur. This accumulation rate can be used as a production rate and if the time of accumulation is kept short enough, no separate estimation for decaying rate is needed (Laing et al. 2003). Gompper et al. (2006) used this method for monitoring carnivores. Transects of 5 km were cleared of scats and then surveyed monthly for 3 consecutive summer months. Later DNA was extracted and species was identified. Presence of many species (red fox, grey fox, mink, coyote) that were not detected with other techniques, was established like this.

Also Webbon et al. (2004) used accumulation of the scats method for determining the population of red fox in Great Britain. The squares of 1x1 km were randomly selected and then stratified. These squares were surveyed for feces using transects that were following some kind of linear element (e.g. road, fence, river). This was necessary for coordination of the surveyors, since most of them were volunteers without any kind of training. Transects were walked twice, first all the feces found with a distance > 3m from the transect were removed. The second walk took place 7-31 days later, and all the new feces were recorded. The analysis indicated that the time interval between the walks didn't affect the estimate for the fox density in Great Britain's winter conditions. The relative fox density (R) was calculated as follows:

$$R = S / (Ln * D) ,$$

where S is the number of feces found on the second walk, Ln the length of line transect walked and D the number of days between the visits. Absolute fox density (F) was calculated as

$$F = (S * Lt) / (Ln * D * N * P) ,$$

where Lt is total length of the transect walked in 1km<sup>2</sup> square, N the defecation rate and P the proportion of scats present. The defecation rate was determined beforehand from captive foxes as 8 scats/fox/day. The total number of foxes in each stratum was calculated by multiplying the

mean absolute density of foxes in that landscape by the total area of rural land in that stratum.

In McCann et al. (2008) annual pellet counts of snow shoe hare explained about 80% of the variation found in population estimates using linear regression. They concluded that using pellet counts is a viable management tool for predicting hare abundance.

Another method for estimating population density is called faecal standing crop (Putman 1984). Converting estimates of scats density (acquired from the field) to estimates of animal density requires estimation of two rates: production rate and decaying rate. (Putman 1984, Laing et al. 2003). The rate of production can be determined from long term observations of target species in nature, placing a known number of individuals in an enclosure or observing the captive animals (Putman 1984, Laing et al. 2003, Webbon et al. 2004). Putman (1984) points out, that production rates of scat are difficult to determine, because direct observation of an individual animal in nature is challenging and the captivity and artificial feeding may affect the defecation rate of captive animals. Laing et al. (2003) noted also, that rates of production of scat may vary seasonally and between individuals, hence care is needed to estimate a proper time of the year for the study and a representative sample of individuals should be monitored. On the other hand, Webbon et al. (2004) found that the habitat and the diet didn't affect significantly the rate of production of feces in foxes but it remained stable.

Another way to determine the scat production rate is to establish scat accumulation plots in sites with known population of animals and the scat production rate established this way can be then used to estimate the unknown population on another area (Putman 1984). Scat production rate can also be estimated with sign marking method, for detailed description, see (Skalski 1991).

Putman (1984) and Laing et al. (2003) noted, that decay rates differ at different time of year, in different habitats and under different climatic conditions. Hence it is recommendable that a detailed study of the decay patterns of the scats is undertaken before every survey, unless sufficient data have been previously collected to predict mean decay times successfully (Laing et al. 2003, Putman 1984). Laing et al. (2003) suggested a method for predicting mean decay time of the dung. The method requires fresh dung (or nests) to be located with a single follow-up visit to establish whether the dung or nest is still present or has decayed. The method can also be implemented using standard statistical software.

If studies of decaying rates and production rates of scat or other background information for the target species do not exist, the accumulation of scat method seems to be a very tempting option, because the estimation of the decaying rate is not needed (Laing et al. 2003). Thus the abundance can be estimated quickly without the need to monitor signs

to survey felids (Long et al. 2007), black bears (Long et al. 2007), fishers (Long et al. 2007, Zielinski et al. 2006), foxes (Bremner-Harrison et al. 2005) and American marten (Zielinski et al. 2006, Foran et al. 1997). Many studies suggest, that hair snares may not be suitable for detection of bobcats (Long et al. 2007), which are often missed by using methods based on hair recovery.

Hair snares are simple and cheap to build and easy to use. The DNA-analysis represents much of the cost for this method (Long et al. 2007). For example hair snares can be manufactured by pushing nails through a carpet pad (10x10cm) (Long et al. 2007, Bremner-Harrison et al. 2005). Zielinski et al. (2006) used modified barbed wire and glue strips to recover hair that were placed on the opening of a baited box. They concluded that the glue snares were more effective at recovering hair samples than wire snares and that generally hair snares are quite species specific method compared to e.g. track plates. Track plates are able to detect animals of different size, but at least this kind of hair snares are able to detect species of a specific size only. Fortunately, these two methods can be regarded complementary and used simultaneously in a same station (Zielinski et al. 2006).

One of the advantages of DNA-analysis is that it is able to identify samples by individuals. This information can be used for estimating population size of target species (Zielinski et al. 2006). On the other hand, hair snares and funnels are prone to multiple sampling between individuals and sometimes even between species. It may be a problem, if the purpose of the study requires an identification between individuals. Bremner-Harrison et al. (2006) developed a cost-effective, single sampling hair snare, that was used successfully to sample swift foxes (*Vulpes velox*) and San Joaquin kit foxes (*Vulpes macrotis mutica*).

Many small felids exhibit a natural cheek-rubbing behavior. Weaver et al. (2005) developed a hair snare technique that utilizes this behavior to survey ocelots (*Leopardus pardalis*). The hair snare was a square of short-napped carpet with a rubber backing, that was rubbed with scent lure (Weaver's Cat Call). Roofing nails were shot through the carpet pad from backside facilitated snagging of hair. The hair snare was tested successfully with both captive and wild ocelots. The method proved to be promising for detecting also bob-cats, which are difficult to detect using traditional hair snares (Weaver et al. 2005). The same method has been also used to survey Eurasian lynx (*Lynx lynx*) (Schmidt & Kowalczyk 2006).

Downey et al. (2007) used the same method of scented hair snares in two different places and failed to detect both margays (*Leopardus wiedii*) and mountain lions (*Puma concolor*). They suggest a pattern of failure to detect target felids in scented hair-snare surveys within the range of grey foxes (*Urocyon cinereoargenteus*). The marking by foxes may interfere with the tendency of felids to face-rub at sampling stations.

### 3.5.6. Camera trapping

Camera trapping is an efficient, noninvasive method with minimal human impact for almost all field conditions (Silveira et al. 2003). Camera traps are ideal for identifying the species living in a particular area and for monitoring the abundance of species. It is especially suitable for monitoring rare and cryptic species (including nocturnal species) and for studying activity patterns of species (Karanth & Nichols 1998, Silveira et al. 2003). Camera trapping has been used to survey e.g. tigers (Karanth & Nichols 1998, Silveira et al. 2003), deers (Koerth & Kroll 2000), ocelots (Trolle & Kéry 2003), bears (Gompper et al. 2006) and many middle size carnivores, e.g. fishers, coyotes and foxes (Gompper et al. 2006). Other advantages of the camera trapping method are the accuracy in species identification compared to observational methods and methods based on tracks or feces. Camera trapping also offers the possibility to collect other information about the individuals, like the size, sex and age (e.g. for bears: Mace et al. 1994).

In camera traps the animal itself triggers the shutter of the camera. Trigger mechanisms used commonly are infrared beams, motion sensors, heat sensors or different combinations of many mechanisms. Detailed technical description about the cameras, motion sensors, data packs, power supplies and flashes used can be found in e.g. Yasuda (2004), Gompper et al. (2006), O'Brien et al. (2003) and Foresman & Pearson (1998).

The parameters often used in researches including camera trapping are: trapping effort, minimum trapping effort, timing of the first appearance and camera-based encounter rate. Trapping effort is the sum of camera days multiplied with the number of cameras. Minimum trapping effort is defined as the minimum trapping effort required to obtain a photograph of each major species (Yasuda 2004). Encounter rate is the number of species-appearances divided by the total amount of trapping effort in camera days. The number of days required to acquire a photograph of target species (also called the latency of detection, LTD) can also be used as an index of relative abundance, since it is expected to decrease as the density of animals increases (Carbone et al. 2001, O'Brien et al. 2003). A good correlation was found by Carbone et al. (2001) between the number of days required to acquire a photograph and the population density in tigers (for critic, see Jennelle et al. (2002)). Also the number of photographs acquired per day (or e.g. per 100 camera days) can be used as an easily-interpreted abundance index (O'Brien et al., 2003).

One of the disadvantages of this method is the initial price of the equipment needed. Also as a high-tech instruments cameras are prone to different kind of malfunctions (some of them described by Foresman & Pearson 1998). In areas which are heavily used by people e.g. for recreation, a risk of theft of the equipment may be high. For this purpose, a security box for cameras was developed by Fiehler et al. (2007). Some studies suggest that some species e.g.

or enclosed in a box (e.g. made with plywood or plastic) (Foresman & Pearson 1998, Gompper et al. 2006). The box is used in wet conditions to protect the plait from rain. Gompper et al. (2006) used a sooted aluminum plate enclosed to a box with a contact paper added on the other end of the plate to collect footprints; besides protecting the soot from rain, the box was used to funnel the animal to the contact paper. Other end of the box is open for the animal to enter and the other end closed and baited to attract animals (Gompper et al (2006)). If the survey is conducted with enclosed track plates, only species with small or medium body size can be detected.

The effect of the architecture of the enclosed track plates was studied by Loukmas (2003). The characteristics studied were the size of the enclosure and the visual obstruction, i.e. if the other end of the enclosure was open or closed. Loukmas et al. (2003) recommend the use of a large box with a clear view through open ends, because it promotes the visitation by most mammalian species.

Foresman & Pearson (1998) compared the performance of open and covered track plates and concluded that open plates produced lower LTD's (latency of detection, e.i. number of days required to detect a target species) than enclosed ones. Scats found in proximity of covered plates indicate that e.g. American martens were visiting them, but not entering them on the first visit. This may lead to higher LTDs for some species when using covered plates and should be taken in to account when designing the research set up. They also suggest that in wet conditions the combination of open and closed track plates should be used.

The track station are usually organized systematically on transects, several hundred meters apart and baited with different kind of attractants (Crooks et al. 2008, Allen et al. 1996, Wilson & Delahay 2001). In Crooks et al. (2008) 10 track stations were placed on a transect 400 m apart and baited with visual lures (feathers, dead birds) to attract felids and with scent attractant for canines. The stations were placed in the proximity of water. The index of utilization for track stations can be expressed as the mean number of tracks crossing the stations per night, the mean number of positive stations (i.e. the station with a confirmed visit) per night or the proportion of positive stations per line (Wilson & Delahay 2001, Seargent et al. 1998). Positive station can also be used as presence data for a species in question (Wilson & Delahay 2001).

The connection between an abundance index and an absolute abundance has been established e.g. by Diefenbach et al. (1994) with bobcats. They found a positive correlation between the actual bobcat population and a scent station index. Allen et al. (1996) concluded that track plots without scented attractants provided a more reliable index of abundance for dingoes compared to the scented ones.

The cost of a track plate unit is low especially compared to camera traps. On the other hand, baited track plates need to be checked every 2 to 3 days. Baiting track plates with scent might reduce the the labor required but can also reduce the visitation rates (Loukmas et al. 2003).

According to Foresman & Pearson track plates allowed confident identification of most high-quality tracks. The low quality tracks couldn't be identified properly and in this study their proportion was high, 87 % of all the tracks collected. Sometimes a special algorithms may be used for identifying the species and distinguishing them from similar species. Zielinski & Truex (1995) developed an algorithm based on 3 measurements from the tracks to distinguish fisher and American marten. Sometimes the animals may be identified individually, i.e. when unique features exist, like scars on the feet (Foresman & Pearson 1998).

Gompper et al. (2006) used track plates to monitor carnivores in North America. In the study 6 plates were placed in the forest 25 meters off trails at 500 meter intervals. Track plates were baited with chicken legs and skunk-scented lure. Raccoons, fishers, marten, weasels, domestic cats and opossums were detected. Red and grey foxes and minks known to populate the survey area were not detected with the track plate method. The results of Gompper et al. (2006) suggests that track plate -method can be biased against wary species such as coyotes and foxes.

Gompper et al. (2006) noted also, that the use of track plates require sufficient sampling period that is generally longer than when using camera traps. In rapid inventories (<1 week) camera traps should be used, because when using track plates an acclimation period precedes the willingness of an animal to step/enter into a track box. As a recommendation Gompper et al. (2006) suggested that surveys (conducted with 6 track plates) of 2 weeks will detect most of the species but about 1 month is needed for exhaustive inventories.

### **3.5.5. Hair funnels and other methods based on hair recovery**

Hair snares consist of a mechanical device that removes a small sample of hairs by cutting or snagging the as the animal passes or approaches a bait (Wilson & Delahay 2001). Foran et al. (1997) introduced a baited hair snare that consists of a tunnel containing a plate covered with glue to remove a sample of hair from American marten with the follicle attached. DNA could be extracted from hair follicles and species and individuals identified. Hair samples obtained with hair snares or hair funnels are identified by species and by individuals, if necessary, based on DNA (Long et al. 2007, Zielinski et al. 2006). In some cases (e.g. black bears) species can be identified based on the hair without DNA-analyses (Long et al. 2007).

Generally noninvasive methods based on DNA collection are successfully used with rare and elusive animals, e.g. many carnivores. Hair snares and funnels have been used

E.g., camera success for adult coyotes highest during the spring prior to whelping. They recommended that cameras should be allowed to run 24 hours/day and samples should be taken during every season of the year. Camera locations should also cover an expansive area either all at once or with a smaller number of cameras over a longer period

(Larrucea et al. 2007).

Foresman & Pearson (1998) recommend that the camera surveys should run for 28 days, and cameras should be checked every 7 days. In this study the best results were obtained when combining different monitoring techniques.

coyotes and possibly also red fox are evading camera traps (Gompper et al. 2006, Yasuda 2004). Camera trapping seems to be unsuitable also for several small-bodied animals like weasels and marten (Gompper et al. 2006), although good results have been obtained by Foresman and Pearson (1998). Also lynx seems to be difficult to capture with camera trapping (Foresman & Pearson 1998). Wegge et al. (2004) reported about "trap shyness" of tigers caused probably by the flash, which showed as a significant decrease in trapping rates during successive 5 -night monitoring period.

Camera-trapping results are also often difficult to interpret, especially regarding the treatment of data consisting of a series of photographs of the same species. Such a series has a strong self-dependence, which makes it unsuitable for statistical analysis (Yasuda 2004, O'Brien et al. 2003). One way to deal with this problem is to consider series of photographs of the same species taken within a certain period of time as a single event (O'Brien et al. 2003). The phenomenon can be essential in camera trapping studies, e.g. Yasuda (2004) noted, that 38-51% of all the photographs taken during the study consisted of repeated exposures of the same species (and probably the same individual) within a 1 minute interval. He ended up using the intermission length of 30 minutes, but noted that any delay between 30 seconds to 30 minutes improves the situation. O'Brien (2003) used intermission length of 45 seconds. Another way is to use a camera system with a built in photographic delay interval that prevents repeated exposures with a certain period of time (Koerth and Kroll 2000). Sometimes the target animals can also be identified individually (e.g. ocelots, coyotes or tigers by the pattern of the pelt or other markings) (Karanth & Nichols 1998, O'Brien et al. 2003, Carbone et al. 2001, Larrucea et al. 2007) and the problem of self-dependence is avoided.

The development of digital photographing technology has made this method easier and less expensive. According to Gompper et al. (2006) the cost of one camera trap unit is approximately 200\$. Normally several cameras are needed to confirm the presence of species in an area (Yasuda 2004). Despite the high initial costs of camera-trapping, it can be handled more easily and with relatively low costs in long term run compared with track censuses and line-transects (Silveira et al. 2003). Camera trapping does not require a lot of labour unlike most of the observational methods; the survey of even a large area can be carried out by only a few people. For example, in Gompper et al. (2006) baited camera traps were checked every 7 to 10 days, given sufficient bait.

Placement of the cameras depends on the target species, the survey area and the objectives of the study. Yasuda (2004) placed the cameras 50 m or more apart when making a checklist of middle-sized mammals living in a nature reserve in Japan. Carbone et al. (2001) used the distance of several kilometers when surveying tigers in Indonesia, India, Nepal and Thailand. They conclude, that this kind of

camera distribution is suitable also for other species, which are solitary (or found in very small groups), relatively wide ranging and with a minimum animal density of >2 in 100 km<sup>2</sup>. The placement of the cameras can be systematic, random or specific, again depending on the purpose of the study. For calculating the abundance of species normally the random or systematic placement is used. If the purpose is to create a checklist of species present on the study area, the cameras should be placed in places, where animals are expected to visit regularly (e.g. watering holes, salt licks, fruiting or flowering trees, passages between hills) (Wemmer et al. 1996, O'Brien et al. 2003). Also different kind of barriers (natural or simulated) and obstacles such as drift fences can be used to funnel animals past the camera (Wemmer et al. 1996). Although camera location on a large scale may be chosen to meet specific statistical objectives, on a local scale sites are chosen in order to maximize encounter rates, if baits and attractants are not used (Karanth & Nichols 1998). The most common approach in camera trapping is the use of different kind of baits and attractants (Foresman & Pearson 1998, O'Brien et al. 2003, Yasuda 2004, Campbell & Lang 2008).

Most researches that include camera trapping, recommend the cameras to be checked every second day for correcting possible malfunctions and rebaiting the trap (Gompper et al. 2006, Campbell 2004). Longer times have also been used, with varying results (Foresman & Pearson 1998, Long et al. 2007, Yasuda 2004).

When the target animals can be identified individually, the capture history for each individual animal can be established. This data can be used for estimating the abundance of the target species with camera based capture-recapture method. This was done for tigers by Karanth and Nichols (1998) and O'Brien et al. (2003) and for ocelots by Trolle & Kéry (2003). The abundance can be calculated then by using CAPTURE Program (O'Brien et al. (2003), Otis et al. 1978), which assumes a closed population during the sampling period and hence can be used for areas with limited possibilities for immigration and emigration. The detailed users guide for CAPTURE can be found in Rexstad & Burnham (1991). Carbone et al. (2001) developed a method based on capture-recapture models, but which doesn't require the identification of an individual animal and hence could be used for other animals besides tigers. They got good results, but also a lot of criticism by Jeannelle et al. (2002), who questioned the underlying assumptions of their study and claimed, that their method didn't fill all the criteria necessary to establish a reliable relationship between an index and the actual animal density. The response is found in Carbone et al. (2002).

Larrucea et al. (2007) used unbaited cameras to estimate the abundance of coyotes. They demonstrated, that the placement of cameras and the timing of survey can influence the camera studies and potentially lead to biased results. This is related to social status and temporal and seasonal activity patterns, which effect the photo-captures.

Direct roost counts are carried out by groups of observers at designed positions relative to a colony or survey area. The roosting bats are counted directly with or without the help of binoculars or spotting scopes. Cameras and video cameras can also be used (Kunz et al. 1996). The most viable method for assessing the species richness of cavity-roosting species (like *Rhinolophus* spp.) is to find their roosts (Flaquer et al. 2007). To minimize the disturbance, torches with infrared filter can be used in conjunction with night vision devices can be used (Bat Conservation Trust 2007).

The difficult part in direct roost counts is finding the roosts. Bats can use different kind man-made structures (e.g. domestic houses, barns, bridges, walls) and also underground sites (e.g. caves and cellars) or trees for roosting (Bat Conservation Trust 2007). What kind of roosts bats commonly use, depends on the species. E.g. horseshoe bats are found in buildings and underground sites, but not in trees (Bat Conservation Trust 2007). For finding the roosting sites in an area, an inspection survey can be conducted, where the possible locations of the roosting sites are first found from the map. After that these potential places should be searched for evidence of bats: droppings, corpses, scratch marks etc. For further details about the inspection surveys, see Mitchell-Jones & McLeish (2004). Also backtracking, emergence and re-entry survey or radio-tracking can offer information of the location of the roosting sites.

Backtracking is a technique for finding the roosting sites. It is based on four principles: 1) The earlier the bat is seen at sunrise, then the closer it is likely to be to its roost, 2) Bats fly away from the roosts at sunset and surveyors should move towards bats to locate the roost, 3) At sunrise bats fly toward their roost and surveyors should move in the same direction as the bats to locate the roost 4) At sunrise some bats swarm at roost entrance about 10-90 minutes before entering. Using these principles it is possible to locate the roosts of any species (Bat Conservation Trust 2007).

Emergence and re-entry surveys are the primary methods for locating roosts in trees, buildings or other built structures, because bats are not always found by searching techniques (Bat Conservation Trust 2007). Emergence and re-entry counts can also give a reasonable estimate of the number of bats present. The surveyors should be positioned to all possible bat exists of the roost. Bats are counted, as they emerge from/re-enter the roost. The bats are more easily observed against a light background, e.g. the evening or morning sky.

Nowadays most of the studies about bats use other than observational methods because of many problems: identification of flying bats (especially in the regions with many bat species, as in Israel) is difficult, especially because surveys are conducted during nighttime. The counts in roosting situations are also questionable, because of the risk of disturbance. Also many studies recommend the use of combination of sampling methods, because capture

success varies between species using different methods (Barclay 1999, O'Farrell & Gannon 1999, Flaquer et al. 2007). This is especially important in the case of rare species.

According to Bat Conservation Trust (2007) the common features in the forest used by bats for roosting and shelter are natural holes, hollows and cavities, woodpecker holes, cracks and splits in major limbs, loose bark and the spaces within dense, epicormic growth. Typically these features are found from large and old trees. Israeli pine forests seem to be lacking old trees and hence the suitable habitats for roosting because of the small diameter and young age of the trees. It is an interesting question, if bat species are using planted pine forests for roosting or if the only potential use of these habitats is that they serve as a foraging habitat.

If the primary purpose of monitoring is to survey the use of pine forests by different species, then the observational methods described here may not be suitable, because they are all based on finding the roosting sites, which may be located outside the forests. In this case the acoustic methods may be more suitable.

#### 4.2. Acoustic methods for surveying bats

The majority of the studies conducted lately use acoustic methods for surveying bats. Bats use series of echolocation pulses or calls for navigation and search for food (Broders 2003), and these calls can be recorded with different recording devices ("bat detectors") and further analyzed in laboratory conditions. Technical details about different bat detectors and recorders used and computer programs for analyzing the recordings can be found in McSwiney et al. (2008) and Davy et al. (2007). Acoustic methods are especially effective to detect species that fly and forage in higher altitudes, above the mist-nets and harp traps, and there is also evidence, that sometimes bats are able to acoustically detect the traps and mist nets and avoid them (McSwiney et al. 2008).

Echolocation calls are usually recorded for a continuous period of 10 minutes at the time in one site. For example; Davy et al. (2007) recorded echolocation calls of bats in different Mediterranean habitats in 10 minutes intervals rotating among four randomly haphazardly selected points in each survey site. The standard method for placing a microphone is to place it on tripod (height 1.3 m) facing upward and directed toward open space between the trees to avoid echos from the vegetation (Davy et al. 2007, McSwiney et al. 2008). In Bat Conservation Trust (2007) the calls are instructed to record continuously when walking on transect lines or recorded in manual mode, where the button is pressed to start recording when the call is heard. Short recording stops of 2 to 5 minutes can also be incorporated along the chosen route, where recording is done continuously. Acoustic surveys can also be conducted from a vehicle (e.g. a car or a boat) (Bat Conservation Trust 2007).

## 4. FIELD TECHNIQUES FOR BATS

There are 94 different species of mammals in Israel, of which almost one third are bats (Microchiroptera) (Mendelssohn & Yom-Tov, 1998). This makes them the largest mammal group in Israel. All of the bats are nocturnal and with only one exception, insectivorous (Yom-Tov & Kadmon, 1998). Only one species, *Rousettus aegyptiacus*, is a frugivore (Yom-Tov & Kadmon, 1998). Favila & Halffter (1997) pointed out that bats could be used as an indicator group in Neotropics due to the variety of different ecological requirements, the ease of identification, the abundance in many habitats and their possibility to apply standard sample methods without jeopardizing their conservation.

Bat species in Israel can be classified into three categories according to the precipitation gradient of their habitat. The groups are Mediterranean species, desert species and widespread species (Yom-Tov & Kadmon, 1998). The potential distribution of four bat species (*Asellia tridens*, *Pipistrellus kuhlii*, *Rhinolophus hipposideros*, *Tadarida teniotis*) covers all or most of the country. Two species (*Rhinopoma hardwickei* & *R. microphyllum*) are found mainly along the Rift Valley, but also occur in other areas of the Mediterranean part of Israel. There are also 15 species, whose distribution covers the Mediterranean region in Israel (*Eptesicus serotinus*, *Miniopterus schreibersi*, *Myotis blythi*, *M. capaccinii*, *M. emarginatus*, *M. myotis*, *M. mystacinus*, *M. nattereri*, *Nyctalus noctula*, *Pipistrellus pipistrellus*, *P. savi*, *Rhinolophus blasii*, *R. euryale*, *R. ferrumequinum*, *Taphozous nudiventris*) (Yom-Tov & Kadmon, 1998). These 21 species of bats may be using planted pine forests as their habitat, the rest of the species (9 species) occur mainly in deserts.

Yom-Tov and Kadmon (1998) concluded, that the bats of the Mediterranean group do not occupy their potential distribution area and hence may be considered as threatened species. Also *Rhinolophus euryale* and *Myotis capaccinii* are listed on the IUCN Red List of Threatened Animals (2004) as vulnerable species.

Woodlands and forested areas are important habitats for many bat species all over the world, providing roosting sites, cover and foraging areas for variety of species (Hill & Greenaway 2005, Davy et al. 2007, Johnson et al. 2008). In an acoustic survey in south-western Italy, Russo & Jones (2003) found that bat activity in wooded areas was higher in broad-leaved woodlands (oak, beech and chestnut) than in conifer plantations. Davy et al. (2007) found that traditionally managed olive groves and pine (*P. halapensis*) woodlands are also suitable substitute foraging habitats for Mediterranean bat species.

Bats are generally considered to be challenging to survey because they are nocturnal, small-bodied and fast-moving (Hills & Greenaway 2005). The most used methods involve observational methods (counting bats at roosts and hibernation sites or counting bats when they are entering

or leaving the roosting sites), acoustic surveys (monitoring bats' ultrasonic echolocation calls) or catching surveys (capturing bats with different kind of nets). Backtracking can be used as a technique to find the roosting sites of bats. Radio-tracking can produce information about the location of the roost and the foraging areas. The non-invasive survey methods include observational techniques, backtracking and acoustic surveys. The invasive methods include catching surveys and radio-tracking surveys. Bat Conservation Trust (2007) defined good practice guidelines for bat surveys and recommends the non-invasive survey methods to be exhausted first before invasive techniques are employed. They state, that the disturbance caused by a survey should be minimum required to obtain the necessary information and the least intrusive methods possible should always be employed.

A large part of the bat year can be spent in hibernation, although on warm nights bats awaken to go out and forage (Bat Conservation Trust 2007). As spring approaches, bats increasingly go out to feed and the period of spring and early summer is a time of intensive foraging. During this time females gather together at maternity roosts. Some males may be present, but most roost elsewhere, either singly or in small groups. Females and the new born bats leave the maternity roosts before autumn to forage and gain weight before winter. As the weather turns cold again, bat activity reduces and foraging becomes restricted to warmer nights. Because of this annual rhythm of bats, the timing of survey is very critical.

Many researchers reported a decrease in bat activity after one or 1.5 hours after the dusk, so bat activity surveys (e.i. acoustic surveys, observational methods and catching surveys) should start immediately after dusk (Bat Conservation Trust 2007, Vaughan et al. 1997). Bat Conservation Trust (2007) recommended that the bat activity surveys should be conducted from sunset to 2-3 hours after sunset and/or 2 hours before sunrise to sunrise. The bat emergence from roost – survey should be conducted starting from 15 minutes before sunset to 2 hours after sunset and bat re-entry to roost 2 hours before sunrise to the moment of sunrise. Moon phase seems to have no effect on bat activity in temperate ecosystems (Vaughan et al. 1997).

### 4.1. Observational techniques for surveying bats

Bats can be observed when flying or roosting. Bats are roosting during the day by hanging upside-down from a secluded place, like roof structure, cave or a tree hollow. There are two different methods for surveying bats in roost situations: direct roost count and dusk emergence or dawn re-entry counts. The access to the roosting sites may require special equipment, skills and knowledge or may pose a safety risk for observers. In a cases like this, experts should be used (Kunz et al. 1996, Bat Conservation Trust 2007).

been used. Hills & Greenaway (2005) found the use of acoustic lure as a very effective method and recommendable especially when surveying rare bat species. The biases associated with the use of acoustic lures still have not been studied and hence the method should be used with caution (Bat Conservation Trust 2007).

#### 4.4. Radio-tracking surveys

Radio-tracking is a powerful survey method for locating roosts, particularly of tree-dwelling species that are otherwise difficult to find. It is also a useful tool for

determining the types of foraging areas and commuting routes used by bats. In this method bats are caught and fitted with miniature radio-transmitter and then tracked as they move between foraging areas and roosts. Because it requires capturing and handling of bats, it is considered to be an invasive method and should be used cautiously (Bat Conservation Trust 2007). Detailed information of the method and best practice in attaching a radio-transmitters to bats, refer to the Mitchell-Jones & McLeish (2004). Once roosts are found through radio-tracking, population size can be estimated by using the methods described earlier in this chapter.

Identification of species can be done from the recordings of the echolocation calls (Flaquer et al. 2007, Davy et al. 2007, McSwiney et al. 2008, Russo & Jones 2003) or sometimes even already in the field (Ahlen & Baagoe 1999). For example, the calls of horseshoe bats (*Rhinolophus* sp.) can be identified based on the frequency with maximum energy (Russo & Jones 2003, Davy et al. 2007) and *Tadarida teniotis* is also easily recognized from the unusually low calls (Davy et al. 2007). More similar echolocation calls can be identified to species using discriminate function analysis (DFA) (Preatoni et al. 2005). Davy et al. (2007) estimated the confidence of DFA-based identification as 70 -90 %. In many studies the acoustic methods for detecting bat species have proved to be one of the most efficient methods in use. According to Flaquer et al. (2007), the number of species detected with bat detectors was significantly higher than that detected by mist netting, although mist nets performed well when placed in the proximity of water, which are especially suitable habitats for bats.

Acoustic surveys cannot determine the exact number of bats present. Instead different kind of indices are used, e.g. total bat activity as passes per minute or foraging activity as feeding buzzes per minute (e.g. Davy et al. 2007). One alternative for this activity index was suggested by Broders (2003). He noted that the file size (bytes) of recorded echolocation calls had high correlation ( $r=0.964$ ,  $P<0.001$ ) with the number of calls of the little brown bat (*Myotis lucifugus*). The method can not tell apart calls of different bat species, so it is applicable only to habitats with one main bat species.

Hills & Greenaway (2005) noted, that in cluttered environments such as woodlands, bats give echolocation calls that are much quieter and therefore harder to detect and record than those given by bats flying in open spaces. Also echos from the vegetation may interfere with the recordings (Davy et al. 2007). Therefore Hills & Greenaway (2005) recommended capturing the bats with mist nets as a survey method in British woodlands instead of acoustic methods. Although acoustic survey is suitable for most of the European bat species, some species with low intensity echolocators (e.g. *Plecotus* spp.) can not be detected using acoustic methods (Davy et al. 2007).

### 4.3. Capturing bats

Bats can be captured by using mist-nets, harp traps or smaller hand nets (Bat Conservation Trust 2007). Capture methods also provide an opportunity to collect biological and morphological data that cannot be obtained by using bat detectors. Capture techniques can be used for confirming the presence of bat species. According to Flaquer et al. (2007) and Davy et al. (2007), some bat species are difficult to detect using other methods besides capture methods. Capturing with mist-nets or harp traps requires handling of bats and hence can be considered to be an invasive method. Guidelines for the capture, handling

and care of bats approved by the American Society of Mammalogist can be found in the statement of Animal Care and Use Committee (1998).

Mist nets and harp traps are used for capturing free flying bats (Bat Conservation Trust 2007). Mist nets are easily activated, portable and low in cost. Disadvantages of mist nets are that they must be tended constantly and captured bats must be removed individually, which requires some training and experience (Kunz et al. 1996). Most commonly used mist nets are of size from 2 to 3 meters vertically and from 3 to 18 meters horizontally (Hills & Greenaway 2005, Davy et al. 2007, Flaquer et al. 2007). The capture effort in mist-netting is often expressed as mist-net hours, (mist net area (m<sup>2</sup>) multiplied with hours mist net open) or mist net nights (number of mist nets multiplied by number of nights mist net open) (e.g. Johnson et al. 2008). For detailed description of deployment and placing of mist nets, see Kunz et al. (1996).

Harp trap was first introduced by Tuttle (1974). It is a trap design, that consists of a vertical frame with one or two layers of lines running from the top to the lower bar of the frame. Under the frame there is a box for catching the bats and funneling it down to a holding cage. The advantages of this trap design is the ease of use and lower stress/injury rates on the captured bats. The disadvantages include the size: the harp trap doesn't cover the area that a mist net can. For further discussion of the advantages and disadvantages of mist nets and harp traps, see Francis (1989).

After the capture, bats are identified by species and sometimes also by sex, and released. Also it is possible to weight body mass and mark bats for capture-recapture method for determining the population size (e.g. Rivers et al. 2005). In forested areas many bat species use linear features within the forest, such as rides, roads, streams and footpaths, to travel and forage along (Hills & Greenaway 2005). Johnson et al. (2008) reported higher bat activity in the proximity of water resources, like streams and ponds. These places are good locations for the mist nets and harp traps.

Bats may also be caught in hand nets when emerging from roosts with small entrances, for example, building or tree roosts. Pipistrelle -bats have been caught also by placing a hand net directly over the entrance. Also harp traps can be used at roosts when bats are emerging from the multiple points. Mist netting is not advisable for use outside roosts, because if many bats are caught in a short period, extraction from the net may take a long time and this may result in injury or death. (Bat Conservation Trust 2007).

Synthesized bat calls can be used as an acoustic lure to attract bats to mist nets (Hills & Greenaway 2005). The use of the lure improved the capture considerably compared to the situation, where no calls were played. The method is very common for surveying birds, but for bats it hasn't

- Mountains of Southeastern Arizona. *The Southwestern Naturalist* 53: 510 - 517.
23. Crump, M.L. 1996. Keys to a successful project: associated data and planning. 1996. Complete counts. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  24. Davison, A., Birks, J.D.S., Brookes, R.C., Braithwaite, T.C. & Messenger, J.E. 2002. On the origin of the faeces: morphological versus molecular methods for surveying rare carnivores from their scats. *Journal of Zoology* 257: 141 - 143.
  25. Davy, C.M, Russo, D. & Fenton, M.B. 2007. Use of native woodlands and traditional olive groves by foraging bats on a Mediterranean island: consequences for conservation. *Journal of Zoology* 273: 397 - 405.
  26. Diefenbach, D.R., Conroy, M.J., Warren, R.J., James, W.E., Baker, L.A. & Hon, T. 1994. A test of the scent - station survey technique for bob - cats. *Journal of Wildlife Management* 58: 10 - 17.
  27. Downey, P.J., Hellgren, E.C., Caso, A., Carvajal, S. & Frangioso, K. 2007. Hair snares for noninvasive sampling of felids in North America: Do gray foxes effect success? *Journal of Wildlife Management* 71: 2090 - 2094.
  28. Duckworth, J.W. 1998. The difficulty of estimating population densities of nocturnal forest mammals from transect counts of animals. *Journal of Zoology* 246: 466 - 468.
  29. Engeman, R.M. 2005. Indexing principles and widely applicable paradigm for indexing animal populations. *Wildlife Research* 32: 203 - 210.
  30. Engeman, R.M., Allen, L. & Zerbe, G.O. 1998. Variance estimate for the Allen activity index. *Wildlife Research* 25: 643 - 648.
  31. Edwards, G.P., de Preu, N.D., Shakeshaft, B.J. & Crealy, I.V. 2000. An evaluation of two methods of assessing feral cat and dingo abundance in central Australia. *Wildlife Research* 27: 143 - 149.
  32. Efron, B. 1979. Bootstrap methods: Another look at the jackknife. *The Annals of Statistics* 7: 1 - 26.
  33. Favila, M.E. & Halffter, G. 1997. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoologica Mexicana* 72: 1 - 25.
  34. Fiehler, C.M., Cypher, B.L., Brember-Harrison, S. & Pounds, D. 2007. A theft-resistant adjustable security box for digital cameras. *Journal of Wildlife Management* 71: 2077 - 2081.
  35. Flaquer, C., Torre, I. & Arrizabalaga, A. 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat communities. *Journal of Mammalogy* 88: 526 - 533.
  36. Foguekem, D., Tchamba, M.N. & Omondi, P. 2010. Aerial survey of elephants (*Loxodonta africana africana*), other large mammals and human activities in Waza National Park, Cameroon. *African Journal of Environmental Science and Technology* : 4: 401 - 411.
  37. Foran, D.R., Minta, S.C. & Heinemayer, K.S. 1997. DNA-based analysis of hair to identify species and individuals for population research and monitoring. *Wildlife Society Bulletin* 25: 840 - 847.
  38. Foresman, K.R. & Pearson, D.E. 1998. Comparison of proposed survey procedures for detection of forest carnivores. *Journal of Wildlife Management* 62: 1217 - 1226.
  39. Francis, C.M. 1989. A comparison of mist nets and two designs of harp traps for capturing bats. *Journal of Mammalogy* 70: 865 - 870.
  40. Gompper, M.E., Kays, R.W., Ray, J.C., Lapoint, S.D., Bogan, D.A. & Cryan, J.R. 2006. A comparison of noninvasive techniques to survey carnivore communities in Northeastern North America. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1142 - 1151.
  41. Havens, K.J. & Sharp, E.J. 1998. Using thermal imagery in the aerial survey of animals. *Wildlife Society Bulletin* 26: 17 - 23.
  42. Heltshe, J.F. & Forrester, N.E. 1983. Estimating species richness using the jack knife procedure. *Biometrics* 39: 1 - 11.
  43. Hills, D.A. & Greenaway, F. 2005. Effectiveness of an acoustic lure for surveying bats in British woodlands. *Mammal Review* 35: 116 - 122.
  44. Hopkins, H.L. & Kennedy, M.L. 2004. An assessment of indices of relative and absolute abundance for monitoring populations of small mammals. *Wildlife Society Bulletin* 32: 1289 - 1296.
  45. Jachmann, H. 1991. Evaluation of four survey methods for estimating elephant densities. *African Journal of Ecology* 29: 188 - 195.
  46. Jairman P., Smith, A.P. & Southwell, C. 1996. Complete counts. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals*

## 5. REFERENCES

1. Ahlén, I. & Baagøe, H.J. 1999. Use of ultrasound detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1: 137 - 150.
2. Allen, L.R., Engeman, R. & Krupa, H. 1996. Evaluation of three relative abundance indices for assessing dingo populations. *Wildlife Research* 23: 197 - 205.
3. Anderson, D.R., Burnham, K.P., White, G.C. & Otis, D.L. 1983. Density estimation of small-mammal populations using a trapping web and distance sampling methods. *Ecology* 64: 674 - 680.
4. Animal Care and Use Committee. 1998. Guidelines for the capture, handling and care of mammals as approved by the American Society of Mammalogists. *Journal of Mammalogy* 79: 1416 - 1431.
5. Anthony, N.M., Ribic, C.A., Bautz, R. & Garland Jr., T. 2005. Comparative effectiveness of Longworth and Sherman live traps. *Wildlife Society Bulletin* 33: 1018 - 1026.
6. Barclay, R.M. 1999. Bats are not birds: a cautionary note on using echolocation calls to identify bats. *Journal of Mammalogy* 80: 290 - 296.
7. Bat Conservation Trust. 2007. *Bat Surveys – Good Practice Guidelines*. Bat Conservation Trust, London.
8. Becker, E. F., Spindler, M. A., & Osborne, T. O. 1998. A population estimator based on network sampling of tracks in the snow. *Journal of Wildlife Management* 92: 968 - 977.
9. Bremner-Harrison, S., Harrison, S.W.R., Cypher, B.L., Murdock, J.D. & Maldonado, J. 2006. Development of a single-sampling noninvasive hair snare. *Wildlife Society Bulletin* 34: 456 - 461.
10. Broders, H.G. 2003. Another quantitative measure of bat species activity and sampling intensity considerations for design of ultrasonic monitoring studies. *Acta Chiropterologica* 5: 235 - 241.
11. Buckland, S. T., Anderson, D.R., Burnham, K. P. and Laake, J. L. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall: London
12. Bunce, R.G.H., Groom, G.B., Jongman, R.H.G. & Padoa-Schioppa, E. (Eds.). 2005. *Handbook for surveillance and monitoring European habitats; 1st Edition*. Alterra -rapport 1219. Wageningen, Alterra.
13. Butler, D.A., Ballard, W.B., Haskell, S.P. & Wallace, M.C. 2006. Limitations of thermal infrared imaging for locating neonatal deer in semiarid shrub communities. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1458 - 1461.
14. Campbell, T.A. & Long, D.B. 2008. Mammalian visitation to candidate feral swine attractants. *Journal of Wildlife Management* 72: 305 - 309.
15. Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T.O., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., & Wan Shahrudin, W.N. 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75 - 79.
16. Carbone, C., Christie, S., Conforti, K., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J.R., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnaird, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D.W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T.O., Seidensticker, J., Smith, D.J.L., Sunquist, M., Tilson, R., & Wan Shahrudin, W.N. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: response to Jennelle et al. *Animal Conservation* 5: 121 - 123.
17. Chao, A. 1987. Estimating the population size for capture - recapture data with unequal catchability. *Biometrics* 43: 783 - 791.
18. Chao, A., Lee, S.M. & Jeng, S - L. 1992. Estimating population size for capture - recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics* 48: 201 - 216.
19. Collier, B.A., Ditchkoff, S.S., Raglin, J.B. & Smith, J.M. 2007. Detection probability and sources of variation in white - tailed deer spotlight surveys. *Journal of Wildlife Management* 71: 277 - 281.
20. Conner, M.C, Lancia, R.A. & Pollock, K.H. 1986. Precision of the Change-in-ratio technique for deer population management. *The Journal of Wildlife Management* 50: 125 - 129.
21. Conroy, M.J. 1996. Abundance indices. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
22. Crooks, K.R., Grigione, M., Scoville, A. & Scoville, G. 2008. Exploratory use of track and camera surveys of mammalian carnivores in the Pelocillo and Chiricahua

- pitfall capture rates of small ground vertebrates in arid South Australia. II. Optimum pitfall trapping effort. *Wildlife Research* 28: 61 - 71.
70. Nichols, J.D. & Conroy, M.J. 1996. Techniques for estimating abundance and species richness. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  71. Nichols, J.D. & Dickman, C.R. 1996. Capture-recapture methods. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  72. Nichols, J.D., Boulmier, T., Hines, J.E., Pollock, K.H. & Sauer, J.R. 1998. Inference methods for spatial variation in species richness and community composition when not all species are detected. *Conservation Biology* 12: 1390 - 1398.
  73. Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology*: 4: 355 - 364.
  74. O'Brien, T.G., Kinnaird, M.F. & Wibisono, H.T. 2003. Crouching tiger, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation* 6: 131 - 139.
  75. O'Farrell, M.J. & Gannon, W.L. 1999. A comparison of acoustic versus capture techniques for the inventory of bats. *Journal of Mammalogy* 80: 24 - 30.
  76. Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. & Anderson, D.R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monographs* 62: 1 - 135.
  77. Parmenter, R.R., Yates, T.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Dunnum, J.L., Franklin, A.B., Friggens, M.T., Lubow, B.C., Miller, M., Olson, G.S., Parmenter, C.A., Pollard, J., Rexstad, E., Shenk, T.M., Stanley, T.R. & White, G.C. 2003. Small-mammal density estimation: a field comparison of grid-based vs. web-based density estimators. *Ecological Monographs* 73: 1 - 26.
  78. Pollock, K.H. 2000. Capture-recapture models. *Journal of American Statistical Association* 95: 293 - 296.
  79. Pollock, K.H., Nichols, J.D., Simons, T.R., Farnsworth, G.L., Bayley, L.L. & Sauer, J.R. 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13: 105 - 119.
  80. Pollock, K.H. & Otto, M.C. 1983. Robust estimation of population size in closed animal populations from capture - recapture experiments. *Biometrics* 39: 1035 - 1049.
  81. Pollock, K.H., Marsh, H.D., Lawler, I.R. & Alldredge, M.W. 2006. Estimating animal abundance in heterogeneous environments: An application to aerial surveys for dugongs. *Journal of Wildlife Management* 70: 255 - 263.
  82. Pollock, K.H., Nichols, J.D., Brownie, C. & Hines, J.E. 1990. Statistical inference for capture - recapture experiments. *Wildlife Monographs* 107.
  83. Preatoni, D.G., Nodari, M., Chirichella, R., Tosi, G., Wauters, L.A. & Martinoli, A. 2005. Identifying bats from time-expanded recordings of search calls: Comparing classification methods. *Journal of Wildlife Management* 69: 1601 - 1614.
  84. Putman, R.J. 1984. Facts from faeces. *Mammal Review* 14: 79 - 97.
  85. Rexstad, E. & Burnham, K.P. 1991. Users guide for interactive program CAPTURE: abundance estimation from capture-recapture experiments. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, Colorado, USA.
  86. Rivers, N.M., Butlin, R.K. & Altringham, J.D. 2005. Autumn swarming behaviour of Natterer's bats in the UK: Population size, catchment area and dispersal. *Biological Conservation* 127: 215 - 226.
  87. Royle, J.A. & Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. *Ecology* 84: 777 - 790.
  88. Rudran, R. & Foster, M.S. 1996. Conducting a survey to assess mammalian diversity. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  89. Russo, D. & Jones, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography* 26: 197 - 209.
  90. Samuel, M.D., Garton, E.O., Michael W. Schlegel and Robert G. Carson. Visibility Bias during Aerial Surveys of Elk in Northcentral Idaho. *The Journal of Wildlife Management* 3: 622 - 630.
  91. Sargeant, G.A., Johnsons, W.H. & Berg, W.E. 1998. Interpreting carnivore scent station surveys. *Journal of Wildlife Management* 39: 1235 - 1245.

- (Biodiversity Handbook). Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
47. Jeannelle, C.S., Runge, M.C., & MacKenzie, D.I. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5: 119 - 120.
  48. Johnson, J.B., Gates, J.E., & Ford, W.M. 2008. Distribution and activity of bats at local and landscape scales within a rural-urban gradient. *Urban Ecosystems* 11: 227 - 242.
  49. Jolly, G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52: 225 - 247.
  50. Jones, C., McShea, W.J., Conroy, M.J. & Kunz, T.H. 1996. Capturing mammals. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals* (Biodiversity Handbook). Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  51. Kalko, E.K.V. & Handley Jr., C.O. 1993. Comparative studies of small mammal populations with transect of snap traps and pitfall arrays in Southwest Virginia. *Virginia Journal of Science* 44: 3 - 19.
  52. Karanth, U. & Nichols, J.D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852 - 2862.
  53. Koerth, B. & Kroll, J.C. 2000. Bait type and timing for deer counts using cameras triggered by infrared monitors. *Wildlife Society Bulletin* 28: 630 - 635.
  54. Kunz, T.H., Thomas, D.W., Richards, G.C., Tidemann, C.R., Pierson, E.D. & Racey, P.A. 1996. Observational techniques for bats. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals* (Biodiversity Handbook). Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  55. Laake, J. L., Buckland, S. T., Anderson, D. R. and Burnham, K. P. 1993. *DISTANCE User's Guide*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins.
  56. Lancia, R.A. & Bishir, J.W. 1996. Removal methods. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals* (Biodiversity Handbook). Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
  57. Laing, S.E., Buckland, S.T., Burn, R.W., Lambie, D., Amphlett, A. 2003. Dung and nest surveys: estimating decay rates. *Journal of Applied Ecology* 40: 1102 - 1111.
  58. Larrucea, E.S., Brussard, P.F., Jaeger, M.M. & Barrett, R.H. 2007. Cameras, coyotes and the assumption of equal detectability. *Journal of Wildlife Management* 71: 1682 - 1689.
  59. Loukmas, J.J., Mayack, D.T. & Richmond, M.E. 2002. Track plates enclosures: box design affecting the attractiveness to riparian mammals. *American Midland Naturalist* 149: 219 - 224.
  60. Laurance, W.F. 1992. Abundance of small mammals in Australian tropical rainforest: a comparison of four trapping methods. *Wildlife Research* 19: 651 - 655.
  61. Long, R.A, Donovan, T.M., Mackay, P., Zielinski, W.J. & Buzas, J.S. 2007. Comparing scat detection dogs, cameras and hair snares for surveying carnivores. *Journal of Wildlife Management* 71: 2018 - 2025.
  62. Mace, R., Minta, S.C., Manley, T.L. & Aune, K.E. 1994. Estimating grizzly bear population size using camera sightings. *Wildlife Society Bulletin* 22: 74 - 83.
  63. MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A.J. & Langtimm, C.A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248 - 2255.
  64. MacSwiney, C.M., Clarke, F.M. & Racey, P.A. 2008. What you see is not what you get: the role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology* 45: 1364 - 1371.
  65. Mahon, P.S., Banks, P.B. & Dickman, C.R. 1998. Population indices for wild carnivores: a critical study in sand dune habitat. South western Queensland. *Wildlife Research* 25: 11 - 22.
  66. McCann, N.P., Moen, R.A. and Niemi, G.J. 2008. Using pellet counts to estimate snowshoe hare numbers in Minnesota. *Journal of Wildlife Management* 74: 955 - 958.
  67. Mendelsohn, H. & Yom-Tov, Y. The mammals of Israel. The Israel Academy of Sciences and Humanities, Jerusalem.
  68. Mitchell-Jones, A.J. & McLeish, A.P. 2004. *Bat Workers' Manual*. 3rd Edition. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough.
  69. Moseby, K.E. & Read, J.L. 2001. Factors effecting

Trends in Ecology and Evolution 16: 446 - 453.

117. Yom-Tov, Y. & Kadmon, R. 1998. Analysis of the distribution of insectivorous bats in Israel. *Diversity and Distributions* 4: 63 - 70.
118. Zielinski, W.J., Schlexer, F.V., Pilgrim, K.L. & Schwartz, M.K. 2006. The efficacy of wire and glue hair snares in identifying mesocarnivores. *Wildlife Society Bulletin* 34: 1152 - 1161.
119. Zielinski, W.J. & Truex, R.L. 1995. Distinguishing tracks of marten and fisher at track-plate stations. *The Journal of Wildlife Management* 59: 571 - 579.

## APPENDIX 1

### Example of weather conditions effecting the monitoring results

The goal of a study is to compare mammalian species richness between two seasons (dry and hot/cold and wet) within two different forests. Ten persons spend one week in the forest A and a second week in the forest B during the wet seasons. Heavy rain falls every day during the first week but no rain falls during the second one. During the wet-season inventory 18 species are recorded in forest A and 25 in forest B. During the dry season 13 species are found in forest A and 22 in forest B. Based on the numbers one concludes that the mammalian assemblage in A may be larger. Actually the assemblage in forest B could be larger than in forest A. The data may not reflect the true species richness because of the uncontrolled weather variables.

The effect of weather in this example can be minimized in several ways. In previous example a better design would have been to have 5 people working in forest A at the same time that 5 persons survey the forest B. If personnel is limited, another option would be to carry out half-day inventories using all personnel for two weeks alternating sampling times for each sites. If the distance between sites is too long, the inventories could also be done on alternate days (but not 7 days on the row).

92. Schmidt, K. & Kowalczyk, R. 2006. Using scent marking stations to collect hair samples to monitor Eurasian lynx populations. *Wildlife Society Bulletin* 34: 462 - 466.
93. Seber, G. A. F. 1982. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. 2nd Edition. MacMillan, New York.
94. Seber, G.A.F. 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 52: 249 - 259.
95. Sharp, A., Norton, M., Marks, A. & Holmes, K. 2001. An evaluation of two indices of red fox (*Vulpes vulpes*) abundance in arid environment. *Wildlife Research* 28: 419 - 424.
96. Silveira, L., Jácomo, A. T. A. & Diniz - Filho, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological conservation* 114: 351 - 355.
97. Skalski, J.R. 1991. Using sign counts to quantify animal abundance. *Journal of Wildlife Management* 55: 705 - 715.
98. Slade, N.A. & Blair, S.M. 2000. An empirical test of using counts of individuals captured as indices of population size. *Journal of Mammalogy* 81: 1035 - 1045.
99. Smallwood, K.S. & Fitzhugh, E.L. A rigorous technique for identifying mountain lions *Felis concolor* by their tracks. *Biological Conservation* 65: 51 - 59.
100. Smith, E.P. & van Belle, G. 1984. Nonparametric estimation of species richness. *Biometrics* 40: 119 - 129.
101. Solberg, E.J., Grotan, V., Rolandsen, C.M., Broseth, H. & Brainerd, S. 2005. Change-in-sex ratio as an estimator of population size for Norwegian moose *Alces alces*. *Wildlife Biology* 11: 163 - 175.
102. Southwell, C. 1996. Estimation of Population size and density when counts are incomplete. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
103. Thompson, S. K., Ramsey, F. L. and Seber, G. A. F. 1992. An adaptive procedure for sampling animal populations. *Biometrics* 48: 1195 - 1199.
104. Trenkel, V. M., Buckland, S. T., Mclean, C. and Elson, D. A. 1997. Evaluation of aerial line transect methodology for estimating red deer (*Cervus elaphus*) abundance in Scotland. *Journal of Environmental Management* 50: 39 - 50.
105. Trolle, M. & Kéry, M. 2005. Camera - trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia* 69: 405 - 412.
106. Tuttle, M. 1974. An improved trap for bats. *Journal of Mammalogy* 55: 475 - 477.
107. Udevitz, M. S. and Pollock, K. H. 1991. Change-in-ratio estimators for populations with more than two subclasses. *Biometrics* 47: 1531 - 1546.
108. Vaughan, N., Jones, G., Harris, S. 1997. Habitat use by bats (Chiropter) assessed by means of a broad band acoustic method. *Journal of Applied Ecology* 34: 716 - 730.
109. Weaver, J.L., Wood, P., Paetkan, D. & Laack, L.L. 2005. The use of scented hair snares to detect ocelots. *Wildlife society Bulletin* 33: 1384 - 1391.
110. Webbon, C.C., Baker, P.J. & Harris, S. 2004. Faecal density counts for monitoring changes in red fox numbers in rural Britain. *Journal of Applied Ecology* 41: 768 - 779.
111. Wegge, P., Pokheral, C.P. & Jnawali, S.R. 2004. Effects of trapping effort and trap shyness on estimates of tiger abundance from camera trap studies. *Animal Conservation* 7: 251 - 256.
112. Wemmer, C., Kunz, T. H., Lundie - Jenkins, G. and McShea, W. J. 1996. Mammalian signs. In: *Measuring and monitoring biological diversity: Standard methods for mammals (Biodiversity Handbook)*. Wilson, D. E., Cole, R. F., Nichols, J. D., Rudran, R. and Foster, M. (Eds.). Smithsonian Institution Press. Washington & London.
113. Wilson, G.J. & Delahay, R. 2001. A review of methods to estimate the abundance of terrestrial carnivores using field signs and observation. *Wildlife Research* 28: 151 - 164.
114. Wilson, G.J., Frantz, A.C., Pope, L.C., Roper, T.J., Burke T.A., Cheeseman, C.L. And Delahay, R.J. 2003. Estimation of badger abundance using faecal DNA typing. *Journal of Applied Ecology* 40: 658 - 666.
115. Yasuda, M. 2004. Monitoring diversity and abundance of mammals with camera traps: a case study on Mount Tsukuba, central Japan. *Mammal Study* 29: 37 - 46.
116. Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring biological diversity in space and time.



חכליל ההרנוג - הזדווגות צילם: בני שלמון

## נספח 6- קריטריונים לבחירת אינדיקטורים לניטור

לאחר עיון במסגרת המושגית שהציעו Niemeijer ו- deGroot.

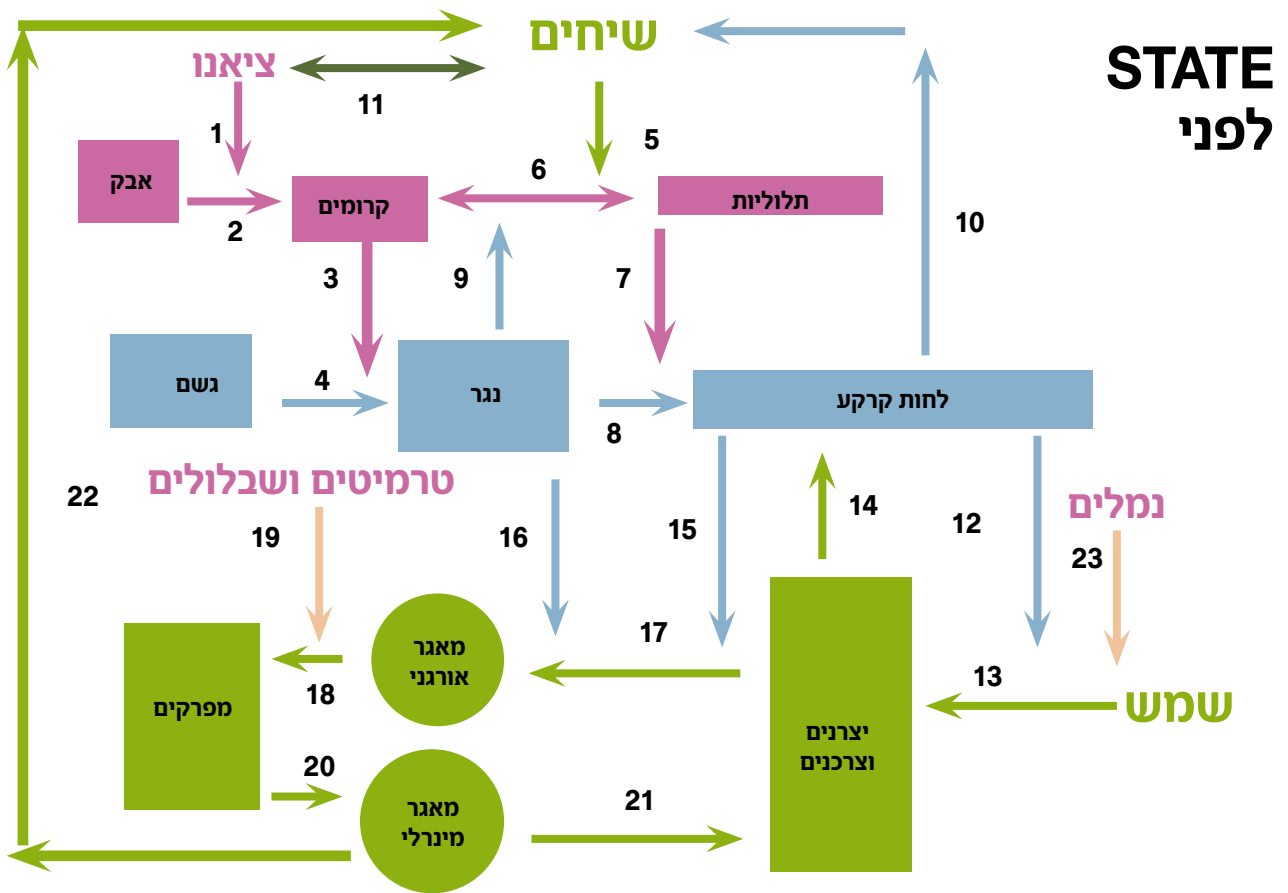
### הצוות החליט שבחירת האינדיקטורים לניטור הסוואניזציה תתבסס על התכונות הבאות:

1. אינדיקטור עם בסיס מדעי חזק, המצביע על תופעה מרכזית ורחבת היקף במערכת.
  2. אינדיקטור המתבסס על תהליכים בסיסים במערכת
  3. אינדיקטור המתבסס על תכונות מפתח של המערכת
  4. אינדיקטור עם יכולות חיזוי לגבי מצב המערכת
  5. אינדיקטור שרגיש לעקות במערכת
  6. אינדיקטור מדיד איכותית וכמותית
  7. אינדיקטור שניתן למדידה חוזרת
  8. אינדיקטור המוגדר באופן חד משמעי
  9. אינדיקטור המאפשר ניתוח סטטיסטי
  10. אינדיקטור שהוא cost / effective
  11. אינדיקטור פשוט יחסית למדידה
  12. אינדיקטור פשוט יחסית לאנליזה איכותית וכמותית
  13. אינדיקטור שמשמעותו מובנת לקהל היעד
- אחד הקריטריונים לבחירת אינדיקטור לניטור הסוואניזציה יהיה התאמתו למספר רב של תכונות מתוך ה-13 שברשימה.

נספח 7-

1) מודל תהליכי של המערכת הממודברת

המודל שבאיור 1 הוא מודל תהליכי של מצב השטחים הממודברים בצפון הנגב לפני השיקום התפקודי. המודל מתאר את מערכת הקשרים שבין התהליכים הנופיים, ההידרולוגיים והאקוסיטימיים (זרימת אנרגיה ומחזור יסודות). במערכת מודגשים מיני המפתח המרכזיים (שיחים, ציאנובקטריות, טרמיטים, נמלים ושבלולים) המפקחים על תפקוד המערכת. (ההסברים למודל בכיתוב לאיור)



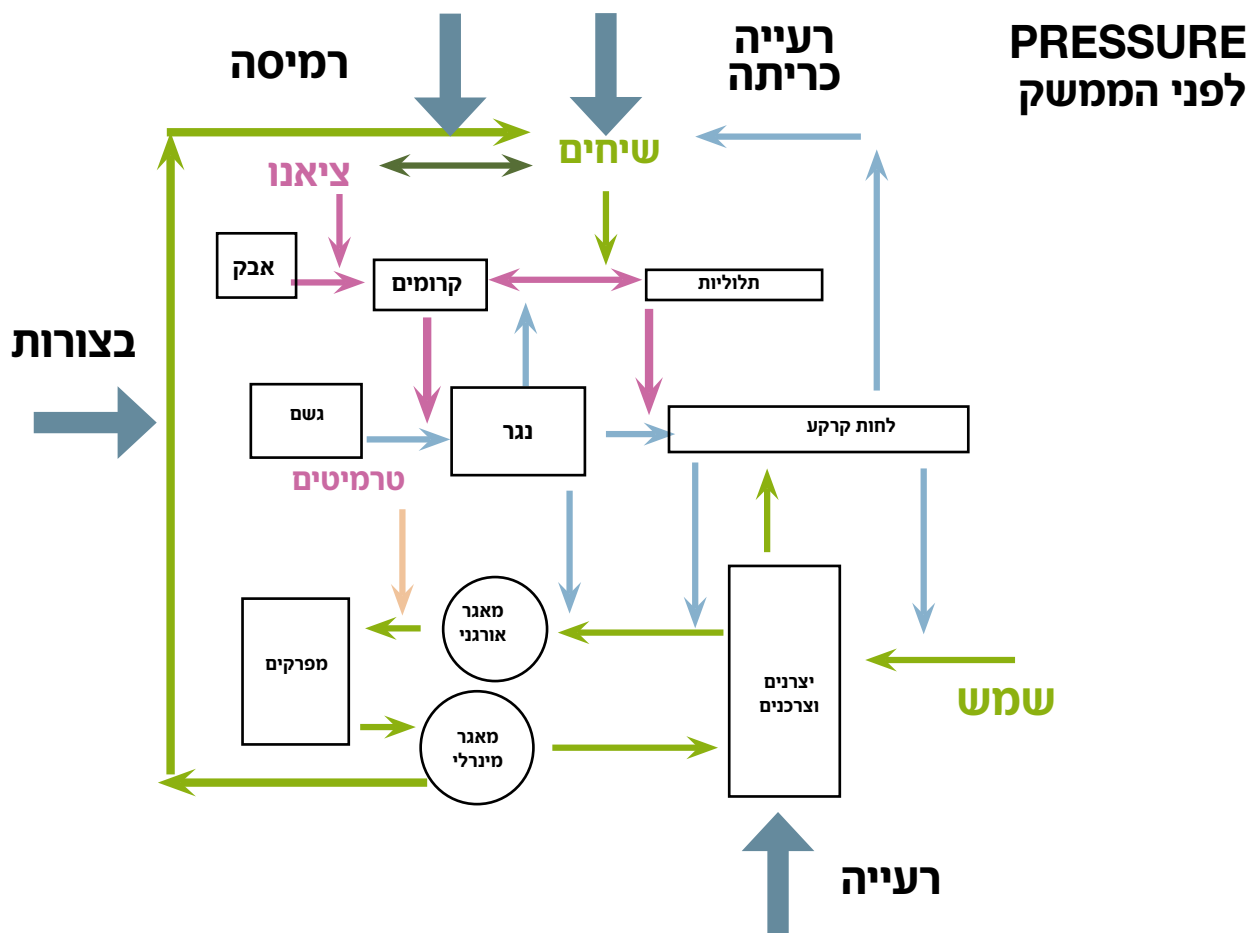
איור 1: המרקם האקולוגי של שטחים ממודברים בצפון הנגב - מודל תהליכי

המערכת הדו כתמית  
 21, 31, תהליך ייצור ראשוני המווסת ע"י לחות קרקע (שהיא עצמה פרי של אינטראקציות בין תהליכים בנוף ותהליכים הידרולוגיים)  
 41, השפעת גידול הצמחים על לחות הקרקע  
 51, לחות הקרקע כווסת לכמויות החומר האורגני במערכת  
 61, הנגר כגורם מוביל את החומר האורגני במרחב  
 71, תהליך ההתייבשות של צמחים, ותמותת בע"ח  
 81, 91, הטרמיטים והשבלולים כווסתים לפרוק החומר האורגני  
 02, תהליך הפיכת המאגר האורגני למינרלי בוויסות המפרקים  
 12, 22, ניצול המאגר המינרלי ע"י היצרנים (כולל השיחים)  
 32, הנמלים כמין מפתח בוויסות הייצור הראשוני (פיזור הזרעים במרחב וטריפתם)

(הערה כללית: החיצים האופקיים מסמלים תהליכים במערכת, החצים האנכיים - גורמים המווסתים את התהליכים)  
 1, 2, תהליך הפיכת האבק לקרומים בוויסות הציאנובקטריות  
 3, 4, תהליך הפיכת הגשם לנגר בוויסות הקרומים  
 5, תהליך הפיכת הקרומים לתלוליות בוויסות השיחים  
 6, תהליך המעבר בין קורמים לתלוליות הוא הפיך בהעלמות השיחים  
 7, 8, תהליך הפיכת נגר ללחות קרקע בוויסות התלוליות  
 9, השפעת הנגר על תהליך הווצרות התלוליות  
 01, לחות הקרקע כמשוב על גידול השיחים  
 11, מתאר את הקשר בין הציאנובקטריות לשיחים המרכיבים את

## 2) הלחצים שהביאו למידבורה של המערכת.

הלחצים המרכזיים שהביאו למידבורה של המערכת האקולוגית הם: בצורות, רעייה, כריתה ורמיסה (איור 2). הבצורות פעלו ישירות על שינויי המשטר ההידרולוגי ובעקיפין על שינויים במבנה הנופי (עליה בשטח הקרומי) ובזרימת האנרגיה ומחזור היסודות (ירידה בפוריות ובמגוון הביולוגי). הרעייה והכריתה פעלו ישירות על המבנה הנופי (ירידה בכיסוי השיחי ועליה בכיסוי הקרומי) ובעקיפין על ההידרולוגיה (עלייה בנגר וירידה בלחות הקרקע) ועל תהליכים אקוסיסטמיים (ירידה בקצבי הייצור ומחזור היסודות). הרמיסה השפיעה ישירות על המבנה הנופי (שבירת קרומי הקרקע) ובעקיפין על המשטר ההידרולוגי (עליה בלחות הקרקע בקרומים וירידה בלחות הקרקע בכתמי השיח) ועל תהליכים אקוסיסטמיים (עליה בקצבי הייצור בקרומים וירידה בקצבי הייצור בכתמי השיח).

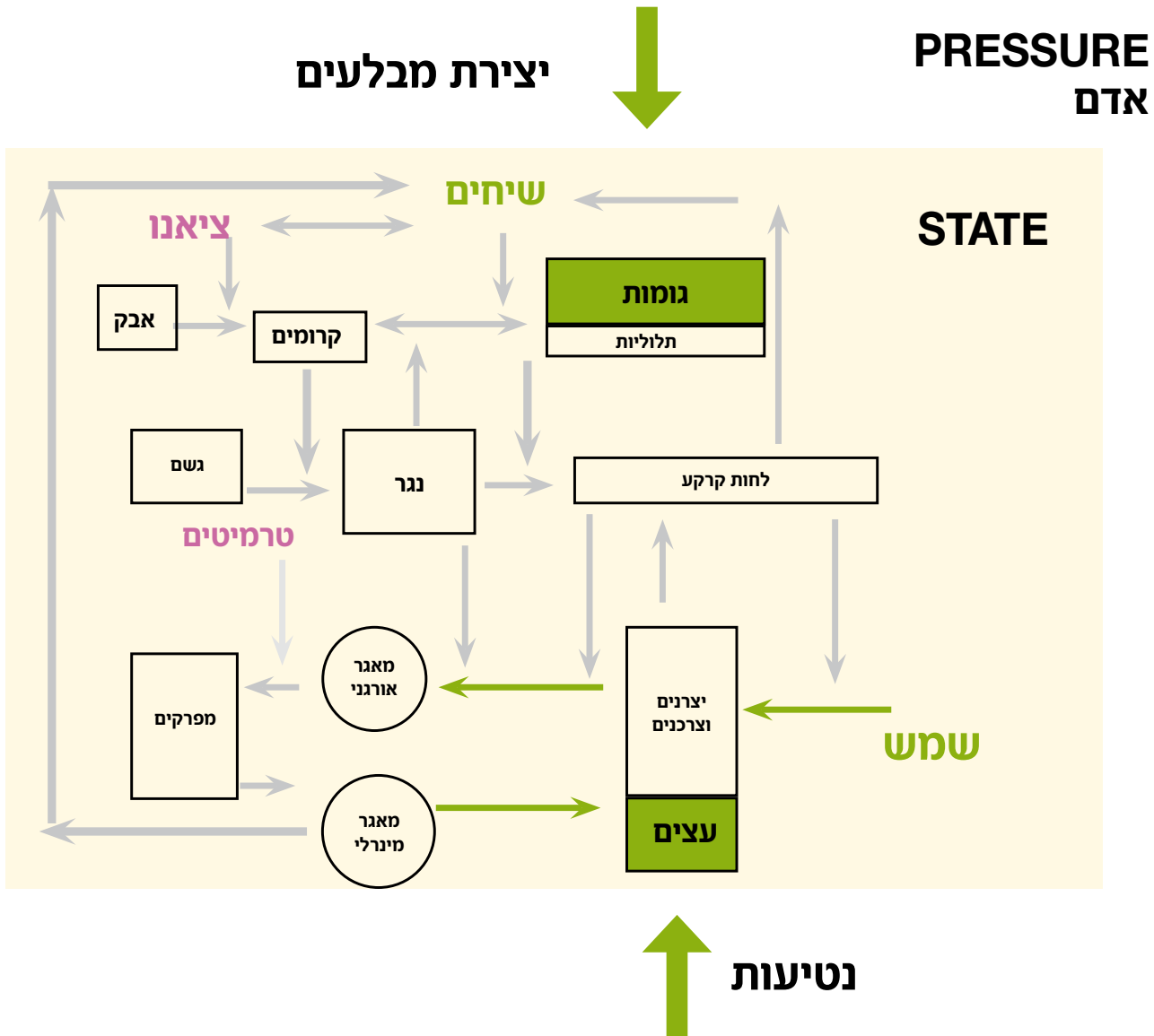


איור 2: הלחצים שגרמו למידבור צפון הנגב. החיצים הכחולים מצביעים על ההשפעה הישירה של כל גורם במודל המערכת

## 3) תגובה ממשקית למדבור:

מהות הסוואניזציה היא שיקום תפקודי של המערכת הממודברת על ידי יצירת מבלעים (שיחים, טרסות ולימנים) באמצעים מכניים כתחליף למבלעי השיחים שנהרסו בתהליכי המדבור (איור 3). יצירת המבלעים (גומות) משפיעה ישירות על המבנה הנופי

(מיקרוטופוגרפיה) ובעקיפין על ההידרולוגיה (עליה בלחות הקרקע בגומות ומניעת איבודי מים כנגר עילי) ועל האקוסיסטמה (עליה בקצבי הייצור והפירוק). העלייה בלחות הקרקע בגומות מאפשרת תגובה ממשקית שניונית שהיא נטיעות של עצים.

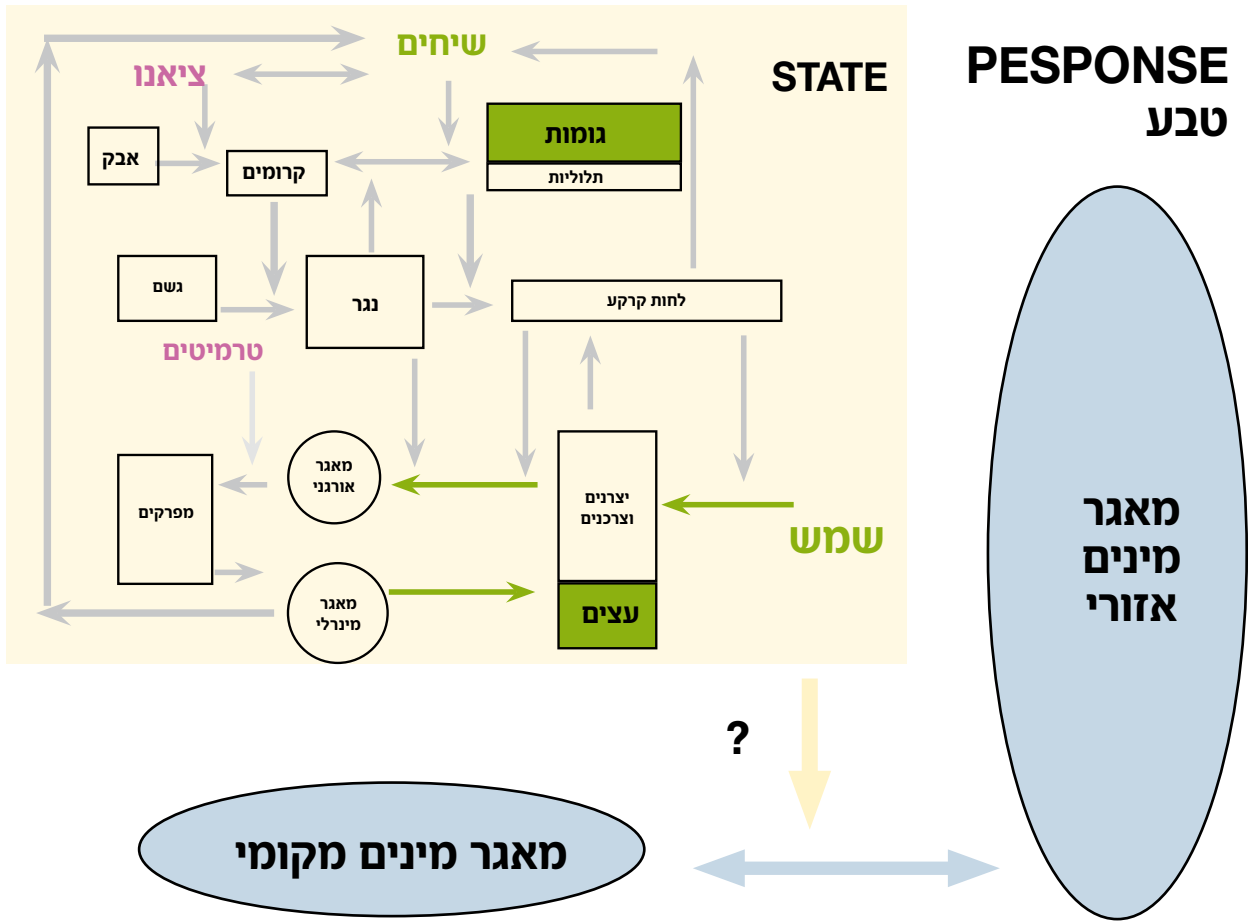


**איור 3: תגובה ממשקית למידבור (סוואניזציה)**  
 האדם מכניס שינויים (חיצים ירוקים) במבנה הנופי (גומות) ובאקוסיסטמה (עצים) המשפיעים על תפקוד המערכת דרך השינויים ההידרולוגיים.

**4) תגובת ה"טבע" לתהליכי הסוואניזציה**

אורגני ונוטריינטים) והמבנה הנופי (גומות ועצים). באיור 4 השאלה מנוסחת במודל גרפי המתאר את מערכת הסוואניזציה כמשפיעה על מעבר מינים מסקאלות מרחביות רחבות (האזור המדברי, אזור הספר ואזור הים תיכוני) לשטחי הסוואניזציה.

שאלה חשובה לתהליך הניטור בשטחי הסוואניזציה היא ההשפעה של מצב מערכת הסוואניזציה על הרכב ועושר המינים במערכת. אלו מינים שנשארו ממצב המדבור והתבססו במערכת ממאגר המינים האזורי כתוצאה מהשינויים במשאבים (מים, קרקע, חומר



**איור 4. השפעת מצב מערכת הסוואניזציה על מצב הטבע.**  
 מצב מערכת הסוואניזציה (נוף, משאבים ותהליכים אקוסיסטימיים) ישפיע על התנועה של מינים (החץ הצהוב) אל שטחי הסוואניזציה מהאזורים שבסביבתם (תוספת מינים). בשטחי הסוואניזציה עשויים מינים שמותאמים לאזורים ממודברים להיכחד (החץ הכחול הדו ראשי).  
 (הדו ראשי).

מפת שטחי חקלאות בישראל- פריסת גידולים

