© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

הטכניון – מכון טכנולוגי לישראל
Technion – Israel Institute of Technology

ספריות הטכניון
The Technion Libraries

בית הספר ללימודי מוסמכים ע"ש ארווין וג'ואן ג'ייקובס
Irwin and Joan Jacobs Graduate School

©
All rights reserved

This work, in whole or in part, may not be copied (in any media), printed, translated, stored in a retrieval system, transmitted via the internet or other electronic means, except for "fair use" of brief quotations for academic instruction, criticism, or research purposes only.
Commercial use of this material is completely prohibited.

©
כל הזכויות שמורות

אין להעתיק (במדיה כלשהי), להדפיס, לתרגם, לאחסן במאגר מידע, להפיץ באינטרנט, חיבור זה או כל חלק ממנו, למעט "שימוש הוגן" בקטעים קצרים מן החיבור למטרות לימוד, הוראה, ביקורת או מחקר. שימוש מסחרי בחומר הכלול בחיבור זה אסור בהחלט.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מודל לחיזוי התפוצה המרחבית של הפרא האסיאתי (E*quus hemionus*) והגורמים המשפיעים על תפוצתו בישראל

עודד נצר

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מודל לחיזוי התפוצה המרחבית של הפרא האסיאתי (*Equus hemionus*) והגורמים המשפיעים על תפוצתו בישראל

חיבור על מחקר

לשם מילוי חלקי של הדרישות לקבלת התואר
מגיסטר למדעים במדעי איכות הסביבה

עודד נצר

הוגש לסנט הטכניון - מכון טכנולוגי לישראל

תשרי תשע"א חיפה אוקטובר 2011

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

המחקר נעשה בהנחיית פרופסור יוחאי כרמל מהפקולטה להנדסה סביבתית ואזרחית בטכניון ובהנחיית דוקטור שירלי בר-דוד מהמחלקה לאקולוגיה מדברית ע"ש מיטרני, המכונים לחקר המדבר, אוניברסיטת בן- גוריון.

אני מודה לטכניון על התרומה הכספית הנדיבה בהשתלמותי.

תוכן העניינים

תקציר **1**

רשימת סמלים וקיצורים **3**

1. מבוא **4**

1.1. משבר מגוון המינים **4**

1.2. תפוצת מינים **4**

1.3. מודלים לחיזוי תפוצה **5**

1.4. תצפיות ישירות\עקיפות **12**

1.5. סקרי גללים במודלים לחיזוי התפוצה **13**

1.6. הפרא האסיאתי **13**

1.7. מטרות ושאלות המחקר **16**

2. שיטות **17**

2.1. אזור המחקר **17**

2.2. איסוף נתוני נוכחות **18**

2.3. משתנים מסבירים **21**

2.4. מודלים סטטיסטיים **24**

2.4.1. מודל רגרסיה **24**

2.4.2. מודל מקסנט **25**

3. תוצאות **31**

3.1. כללי **31**

3.2. מודל רגרסיה **33**

3.3. מודל מקסנט **34**

3.4. השוואה בין מודלים **43**

4. דיון **44**

4.1. פיזור וצפיפות הגללים **44**

4.2. מודל בקנה מידה אזורי- רגרסיה **45**

4.3. מודל בקנה מידה מקומי- MAXENT **46**

4.4. השוואה בין סקאלות **49**

4.5. סקר גללים סדור **50**

4.6. מגבלות והגבלות **52**

4.7. סיכום **53**

5. נספחים **54**

6. מקורות **60**

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

רשימת איורים וטבלאות

איורים

2.1 גבולות אזור המחקר 16

2.2 פיזור מרחבי של אתרי הדיגום 23

2.3 מבנה יחידת דיגום 24

3.1 פיזור צפיפות הגללים במרחב אזור המחקר 36

3.2 גורמים מסבירים לתפוצת הפראים על פי מודל רגרסיה 33

3.3 מפת תפוצה הסתברותית ברזולוציה של 10 מטר לפרא האסיאתי בנגב 39

3.4 בחירת המודל- השתנות ערכי AUC כפונקציה של מספר המשתנים במודל 40

3.5 עקומת ROC למודל התפוצה ההסתברותי 41

3.6 אחוז הצלחה\כישלון בחיזוי המודל של 25% מסך תצפיות המודל (5 הרצות) 42

3.7 השפעת כיסוי הצומח המעוצה על תוצאות המודל. 43

3.8 השפעת שיפוע המדרון על תוצאות המודל. 44

3.9 השפעת הטמפרטורה הממוצעת של היום החם ביותר על תוצאות המודל- דגם כאוטי 45

3.10 התאמת יחידות גיאוגרפיות לפרא האסיאתי בנגב 46

4.1 מפת תפוצה הסתברותית ברזולוציה של 10 מטר לפרא האסיאתי בנגב (העתק). 52

טבלאות

1.1 אפליקציות נפוצות למשתמשי קצה- מודלים לחיזוי תפוצת מינים 10

1.2 מבנה של מטריצת שגיאות 12

2.1 גורמים מסבירים- טבלה מרכזת 27

3.1 מקדם המתאם על פי מבחן פירסון לזוגות משתנים מסבירים באתרי התצפיות 32

3.2 המשתנים המסבירים במודל מקסנט ותרומתם היחסית 42

3.3 הגורמים המשפיעים על תוצאות המודל- השוואה בין שני סוגי המודלים\סקאלות. 47

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

תקציר

הבנת הגורמים המשפיעים על תפוצתם של מינים במרחב חיונית לפיתוח תוכנית ממשק ושימור של המינים הנחקרים והמערכת האקולוגית בה מצויים. החשיבות עולה כאשר המדובר במינים נדירים, המושבים לטבע, שמרחיבים את תחומי התפוצה שלהם כחלק מתהליך אקלומם בבר.

הפרא (*Equus hemionus*) מוגדר כמין בסכנת הכחדה. בעבר היה נפוץ במערב אסיה והמזה"ת אך נכחד ממרבית האזור בשל צייד והרס בתי הגידול הטבעיים שלו. בין השנים 1982-1993 בצעה רשות הטבע והגנים את פרויקט השבת הפרא לטבע למכתש רמון ולנחל פארן. כיום אוכלוסיית הפראים פזורה ברחבי הנגב והיא מוערכת בלמעלה מ-150 פרטים, אך מידע מדויק על אזורי הפעילות והעדפות בתי הגידול של הפרא בנגב אינן ידועות. מטרתה של עבודה זאת היא לאתר את בתי הגידול המועדפים של הפרא בנגב ואת הגורמים המשפיעים על תפוצתו המרחבית של הפרא הן בסקאלה אזורית והן בסקאלה מקומית.

סקר גללים (Feces survey) סדור ומקיף נערך ב-122 אתרים ברחבי הנגב, בכל אחד מהאתרים בוצעו 3 חתכים (Transects) של 500 מטר שלאורכם נספרו ומופו ערמות הגללים (mounds).

מאגר שכבות מידע של משתנים מסבירים נבנה לאזור המחקר וכלל את השכבות הבאות: מרחק ממקורות מים, נתוני אקלים (לחות וטמפרטורה ממוצעת), נתונים טופוגרפיים (שיפוע ופנות), כיסוי צומח מעוצה והשפעות אנתרופוגניות (מרחק מכבישים, ישובים ובסיסי צה"ל), כל אלו עובדו במערכת מידע גיאוגרפית (GIS). נתוני נוכחות גללי הפראים נותחו בשתי שיטות סטטיסטיות שונות ובשתי סקאלות מרחביות שונות: 1-פיזורם המרחבי של נתוני **צפיפות** הגללים (מספר ערמות לאתר דיגום N=122) נותח בשיטת רגרסיה מרובת משתנים אל מול המשתנים המסבירים לצורך הבנת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפרא בסקאלה אזורית. 2- **מיקומי** מערומי הגללים (N=2025) ושכבות המידע של הגורמים המסבירים שימשו כחומר הגלם ליצירת מודל תפוצה מנבא מסוג "מקסנט" (MAXENT) המבוסס על תצפיות נוכחות בלבד (Presence-Only). תוצריו של מודל זה הם מפת תפוצה הסתברותית בקנה מידה מדויק (10 מ') להימצאותו של הפרא וכן מיפוי הגורמים המשפיעים על תפוצתו בקנה מידה מקומי. תוצאות אלו אומתו בשתי שיטות מקבילות- עקומת ROC ואימות צולב.

מפת צפיפות הגללים ומפת התפוצה החזויה מצביעות על מרכזי פעילות עיקריים סביב שלושה מוקדים בנגב: מכתש רמון, בורות לוץ ונחל פארן.

בסקאלה האזורית מבין המשתנים שנבדקו, כיסוי צומח מעוצה נמצא כגורם בעל המתאם הגבוה ביותר להסברת התפוצה המרחבית ולאחריו גובה טופוגרפי, קירבה למקורות מים קבועים וממוצע המשקעים. צירוף גורמים אלו מסביר מעל 50% מהשונות בתפוצת גללי הפראים במרחב. בסקאלה המקומית הגורמים שנמצאו כמשפיעים ביותר על תפוצת הפרא על בסיס תוצאות המודל הינם: אחוז כיסוי צמחייה מעוצה ברדיוס של 100 מטר (47.5%), שיפוע המדרון (29.1%), טמפרטורה יומית ממוצעת בחודש

אוגוסט (9.1%), ומרחק ממקורות מים קבועים (3.9%). התוצאות מעידות על החשיבות הרבה של כיסוי צומח, הטופוגרפיה ומקורת המים לבית הגידול של הפרא. מפה התפוצה החזויה, מתארת את ההסתברות לנוכחות פרא בכל יחידת שטח, ממפה זו ניתן להסיק על העדפות המחייה המרחביות של הפרא ברחבי הנגב. תוצאות אימות המודל (ROC-86 ואימות צולב 90%) מצביעות על מודל אמין ואיכותי.

ממצאים אלו תורמים להבנה מעמיקה יותר של העדפות בתי הגידול של הפרא ויכולים לשמש כבסיס להערכה של כיווני התפוצה העתידים של מין זה, ולאיתור אזורים הדרושים לשימור בכדי להבטיח את שרידותו בטבע לאורך זמן.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

רשימת סמלים וקיצורים

ממ"ג- מערכות מידע גאוגרפיות.

רט"ג- רשות הטבע והגנים

ENFA - Ecological Niche Factor Analysis

MD -Mahalanobis Distance

BRT-Boosted decision Trees

MARS -Multivariate Adaptive Regression Splines

GDM- Generalized Dissimilarity Modeling

GLM- Generalized linear Model

GAM- Generalized Additive Model

ROC- Receiver Operating Characteristic

AUC-Area Under the Curve

GPS -Global Positioning System

GIS- Geographic Information System

RGB- Red, Green, Blue

DEM -Digital Elevation Model

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מבוא

1.1 משבר מגוון המינים

התעצמות הפעילות האנושית וגידול האוכלוסין לא פסחו גם על המרחבים המדבריים של ישראל. בין האיומים המרכזיים כיום על מרחב זה ניתן למנות את חדירתה של הפעילות האנושית למרחבים בהם לא הייתה קיימת בעבר (ישובים חדשים נבנים וישובים קיימים מתרחבים, כבישים נסללים, מפעלי תעשייה מוקמים ועוד), הגדלת נפח הפעילות הצבאית, ניצולם הגובר של אזורים מוגדרים לפעילות תיירותית (ים המלח, מפרץ אילת ונאות מדבר), כרייה וחציבה מוגברים ותוכניות התיישבות חקלאית. כל אלו עלולים להוביל לפגיעה בתפוצתם של מינים רבים ולפגיעה במערכות אקולוגיות רגישות באזורים אלו. בעידן זה של "משבר מגוון המינים" פעילויות רבות של מדענים ואנשי שמירת טבע בעולם מתרכזות בחיפוש אחר דרכים לצמצום הפגיעה במגוון המינים והמערכות האקולוגיות (Hobbs and Huenneke 1993). על מנת שניתן יהיה לנקוט בפעולות ממשק שמירת טבע באופן יעיל ומושכל, הן לטווח הקצר והן לטווח הארוך, יש לצבור ידע מעמיק אודות צורכי המינים(Fernandez et al. 2006) ותפוצתם בשטח (Pearce and Boyce 2006).

1.2 תפוצת מינים

תפוצתם של האורגניזמים נקבעת על פי מכלול תנאי הסביבה והשתלבותם המיוחדת. תנאים אלו הם הקובעים את עצם הימצאותם של האורגניזמים ואת השפע שלהם באתר מסוים (Krebs 1972). מקובל לחלק את הגורמים הסביבתיים לגורמים ביוטיים וגורמים א-ביוטים. הגורמים הא-ביוטים הינם הגורמים הפיזיקאליים והכימיים כגון גורמים אטמוספריים (קרינה, טמפרטורה , משקעים לחות וכו), גורמי מצע (מסלע, קרקע, מליחות ועוד) וכן גורמים גיאוגרפיים (רום, מפנה ועוד) ואילו הגורמים הביוטים הינם גורמים הקשורים למין הספציפי ולאינטראקציות המיניות ובין מיניות (Krebs 1972).

בבואנו לנסות ולהבין את הגורמים המשפיעים על תפוצתו של מין כלשהוא, אנו מנסים להבין חלק ממרכיבי הנישה האקולוגית (ecological niche) שלו. המושג נישה אקולוגית הוצע לראשונה על ידי גרינאל (Grinnell 1917) אשר הגדיר את הנישה כטווח התנאים האקולוגיים בהם מסוגל המין לקיים אוכלוסיה לאורך זמן (נישה פוטנציאלית-fundamental niche). רעיון הנישה האקולוגית הורחב בשנת 1957 על ידי האצ'ינסון (Hutchinson 1991) שהוסיף לרעיון הנישה האקולוגית את ההשפעות הביוטיות כמו תחרות וטריפה (נישה ממשית-realized niche), הגדרה זו הייתה מהפכנית שכן הגדרת המושג התבססה לא על בית הגידול ותכונותיו כי אם על האורגניזם המאכלס. בשנת 1972 מקארתור (MacArthur 1972) תרם למושג זה את האלמנט הכמותי שבו (Peterson 2003), על פי גישה זו "הנישה האקולוגית מתארת מגוון תנאים שבהם מין מסוגל לקיים אוכלוסיה לאורך זמן ממושך ללא הגירה של פרטים".

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

ההבדל העיקרי בין הנישה הפוטנציאלית\הבסיסית לבין הנישה הממשית הינה שהנישה הפוטנציאלית מבטאת את מלוא פוטנציאל יכולת הקיום וניצול המשאבים של מין נתון. ולעומת זאת הנישה הממשית מבטאת את מימושו בפועל של פוטנציאל זה.

מחקרים אמפיריים העוסקים בהבנת הגורמים המשפיעים על תפוצת מינים מנסים להבין את מרכיבי הנישה הממשית וכן לעיתים מנסים להשליך מידע זה על הנישה הפוטנציאלית. בכך למעשה מנסים לנתח את יכולת קיומו של המין במגוון בתי גידול פוטנציאלים או לנסות להגדיר ולכמת את רמת התאמתו של בית גידול זה או אחר למין (Guisan and Zimmermann 2000).

קנה המידה בו נבחנים צרכי המין משמש פקטור משמעותי בחקר גורמי תפוצה של מינים (Rahbek and Graves 2001). גורמים מסוימים יכולים להשפיע על תפוצתו של המין בסקאלה מקומית ואילו גורמים שונים\נוספים או דומים ישפיעו על תפוצתו בסקאלה רחבה יותר (Austin 2007). בחירתו של קנה המידה בו נבדקים הגורמים המשפיעים על צרכי המין, במחקרים מעין אלו, הינה חלק מרכזי בהצלחתו של מחקר זה שכן בחירה זאת יכולה להשפיע על האינטרפרטציה של התוצאות (Heikkinen et al. 2007). גישה אפשרית במודלים בתחום זה, היא גישה משולבת בה נבדקים הגורמים המשפיעים על התפוצה במספר סקאלות במקביל (Vaughan and Ormerod 2003). גישה זו יכולה להיות שימושית כאשר קנה המידה המתאים אינו ידוע אך בעיקר במקרה בו נדרשת תמונה מקיפה ורחבה על צרכי המין. זו אומנם גישה הדורשת מאמץ רב יותר בהכנת שכבות המידע ובניית מאמץ הדיגום אך התוצאות מעבודות אלו יספקו לעיתים תוצאות מעמיקות יותר.

1.3 מודלים לחיזוי תפוצה

פיתוחם של מודלים מרחביים מנבאים (Predicting species distribution models) יכול לסייע רבות בהבנת ההשפעה שיש לתופעות ותהליכים מרחביים על בתי גידול שונים בהווה ובעתיד(Beaumont et al. 2005). בשנים האחרונות נעשה שימוש הולך וגובר במודלים מרחביים מנבאים כחלק ממחקרים אקולוגיים העוסקים בתכנון וניהול יעילים בהתייחס לשמירה על הסביבה הטבעית (Guisan and Zimmermann 2000). מודלים מרחביים מנבאים מנסים לכמת את היחסים שבין דפוסי פעילות, תפוצה ודמוגרפיה של אורגניזמים שונים וסביבתם (Vaughan and Ormerod 2003).

ידע אודות יחסים אלו הוא בעל חשיבות רבה בכל הנוגע לתכנון וניהול סביבתי יעילים (Manel et al. 2001;Norris 2004;Tsoar et al. 2007) מודלים מרחביים מנבאים מאפשרים לחקור יחסים אלו תוך התייחסות לרמות שונות של מימדים גיאוגרפיים ושינויים מרחביים לאורך ציר הזמן (Guisan et al. 2006;Vaughan and Ormerod 2003).

בנוסף, למודלים מרחביים מנבאים חשיבות רבה בכך שהם מאפשרים לבחון תופעות מרחביות גם בקנה מידה גדול וכן בבתי גידול מבודדים, בהם ייתכנו קשיים לוגיסטיים וכלכליים בכל הנוגע לפעילות בשטח עצמו (Duff and Morrell 2007).

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

דוגמאות לשימוש במודלים מרחביים מנבאים ניתן למצוא בחקר ההשפעות של שינויי אקלים ונוף על תפוצת ועושר מינים, מחקרים אודות השפעות של מינים פולשים, מחקרים אודות השפעות של פעילות אנושית (למשל סוגיות של זיהום סביבתי), הגדרה של בתי גידול בעלי חשיבות ייחודית וכאלו הנמצאים תחת איום, קביעת מינים הנמצאים תחת איום והערכת מצבם הנוכחי והערכת מידת ההצלחה של פעולות השבה של מיני בעלי חיים לטבע (Manel et al. 1999;Manel et al. 2001;Moreno and Halffter 2000;Rushton et al. 2004).

למרות מספרן הרב של השיטות הקיימות ליצירתם של מודלים מרחביים מנבאים, ישנם שלושה מרכיבים מרכזיים המשותפים לרובן (Rushton et al. 2004):

1. בסיס נתונים המתאר משתנים סביבתיים רלוונטיים (גורמים מסבירים) ובסיס נתונים הכולל מידע מן השטח אודות מיקום גאוגרפי/תפוצה של המינים שנבחרו כמטרת המחקר.
2. מודל מתמטי סטטיסטי הבוחן את היחסים שבין תפוצת מיני המטרה ובין המשתנים הסביבתיים.
3. מנגנון שבעזרתו ניתן (על ידי כלים סטטיסטיים וכן על פי נתונים מן השטח) לבדוק את רמת דיוקו ויעילותו של המודל המתמטי.

התפתחות הטכנולוגיה והשימוש ההולך וגובר במערכות מידע גיאוגרפיות מקלים על איסוף וניתוח הנתונים כבסיס לבניית מודלים מרחביים מנבאים ומאפשרים לחקור את המרחב באופן מפורט ולא להתמקד בשטח מצומם (Store and Jokimaki 2003). התוצר המתקבל ממודלים אלו הוא מפת תפוצה המאפשרת לחזות את ההסתברות של המצאות המין הנבדק גם באזורים שלא נסרקו (Pearce and Ferrier 2000). זהו כאמור, ידע הכרחי לנקיטת פעולות לשימורו של המין ושל המערכת האקולוגית לה הוא שייך.

1.3.1 גורמים סביבתיים:

משתנים סביבתיים משפיעים בצורה ישירה ועקיפה על תפוצת המין. משתנים אלו יכולים להשפיעה על תפוצתו של מין בדרכים רבות: להוות גורמים מגבילים לאקו-פיזיולוגיה של מין, הפרעה למערכת האקולוגית, משאב חיוני הנצרך על ידי המין ועוד דוגמאות רבות (Guisan and Thuiller 2007). משתנים סביבתיים המשמשים גורמים מגבילים מבחינת האקו-פיזיולוגיה של המין נמצאים בשימוש רחב בבניית מודלים מסוג זה, למרות שיכולתו של המין לעמוד בתנאים משתנים לא תמיד ידועה ותהליך בניית המודל לעיתים מתעלם מכך (Jeschke and Strayer 2008). הגורמים הסביבתיים הנפוצים ביותר בשימוש במודלים לחיזוי התפוצה קשורים בעיקר לאקלים, טופוגרפיה, קרקע, ושימושי קרקע. זמינותו של מידע אלקטרוני מסוג זה הולכת וגדלה. דוגמה למאגר מידע מסוג זה האוצר מידע עולמי הוא "Worldclim", מאגר מידע אינטרנטי של שכבות מידע אקלימיות (Hijmans et al. 2005). כאשר מדובר במודלים בסקאלות מפורטות מאוד, שכבות מידע מסוג זה לעיתים חסרות, ולכן מחקרים כאלו נדירים יותר.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מכוון שהקשרים בין המידע הסביבתי לתפוצת המין אינם ידועים, שהרי זו אחת ממטרות בניית מודל לחיזוי תפוצה, נהוג ל"העמיס" על המודל שכבות מידע רבות ולאפשר למודל הסטטיסטי לברור, באופן אמפירי, את השכבות הרלוונטיות המצביעות על הקשר לתפוצת המין.

ריבוי שכבות מסבירות עלול לגרום לתופעה של מולטי-קולינאריות (קורלציה גבוהה בין משתנים מסבירים). תופעה זו יכולה להימנע על ידי שילוב של שני משתנים דומים או על ידי הוצאה של אחד הגורמים כאשר שני גורמים נמצאים בקורלציה גבוהה (Guisan and Thuiller 2007). תהליך הוצאת הגורמים המסבירים אשר נמצאו בקורלציה גבוהה הוא תהליך נפוץ בבניית מודלים לחיזוי התפוצה (Ficetola et al. 2007;Kumar et al. 2009;Tsoar et al. 2007;Ward 2007). מספרם הסופי של המשתנים המסבירים הנכללים במודל מגוון ולא מוגבל נע בין משתנים בודדים (Kadoya et al. 2009;Tsoar et al. 2007) עד עשרות משתנים לדוגמא- 39 משתנים(Kumar et al. 2009).

1.3.2 נתוני נוכחות:

בבניית מסד הנתונים המתארים את תפוצתו של המין הנבדק נפוצות שתי גישות עיקריות: בניית מסד נתונים המבוסס על נוכחות מול היעדרות של מין המטרה (Presence/Absence) ובניית מסד נתונים הכולל מידע המתאר רק את נוכחותו של המין (Presence-Only) ואינו יכול לשמש לשם ציון אתרים בהם מיני המטרה לא נמצאים (Brotons et al. 2004). על מנת להתמודד עם הבדל זה בסוגי מסדי הנתונים התפתחו גישות שונות בבניית מודלים לחיזוי התפוצה (Pearson 2007). מסדי נתונים מסוג נוכחות\היעדרות בדרך כלל מתקבלים מסקרי שדה ומספקים יותר מידע על הנישה של המין. מאמץ הדיגום במקרה זה יהיה בדרך כלל גדול יותר ולכן מידע מסוג זה לעיתים אינו בנמצא כאשר מדובר על תאי שטח גדולים. בנוסף, טעיות בסיווג של נתוני היעדרות נפוצות בעיקר בעקבות הקושי לגלות את המין למרות שהוא נוכח באתר (detection probability) (MacKenzie et al. 2003). טעות פוטנציאלית נוספת במסדי נתונים מסוג זה יכולה לנבוע מסיבות היסטוריות המשפיעות על היעדרות המין למרות התאמתו של בית הגידול כיום למין זה (Hirzel et al. 2002). למרות שמידע מסוג נוכחות\היעדרות מספק מידע רחב יותר אודות הנישה של המין, מחקרים שנערכו לאחרונה ומשווים את סוגי המודלים השונים מצאו שמודלים מבוססי מידע של נוכחות בלבד מדויקים בצורה מספקת במידול תפוצתו של המין (Elith et al. 2006;Kumar et al. 2009).

עבור מחקרים העוסקים במינים בסכנת הכחדה או מינים נדירים, מינים שהושבו אל הטבע, או מינים הדורשים שטחים גיאוגרפיים גדולים, מידע מסוג נוכחות\היעדרות לעיתים קשה או בלתי ניתן להשגה. במקרים אלו מודלים המבוססים על נוכחות בלבד מתאימים יותר לצורכי ניהול ושימור (Pearce and Boyce 2006).

מכוון שהשגת מידע מסוג זה דורשת, בדרך כלל, השקעה קטנה יחסית להשגתו (Tsoar et al. 2007)ומהסיבה שמידע זה נפוץ במיוחד באוספי מוזיאונים לטבע, אוספי תצפיות שנערכו לצורך מחקרים ספציפיים (Graham et al. 2004) ומערכות מידע של גופי שמירת טבע האמונים על ממשק חיות בר

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מידע מסוג זה משמש באופן תדיר כבסיס למודלי תפוצה מנבאים (Panetta and Mitchell 1991) ומהווה לעיתים את בסיסי הנתונים היחידי הקיים למינים שנכחדו או לתפוצת מינים בעבר (Ponder et al. 2001;Williams et al. 2002).

אולם נתונים אלו סובלים לעיתים מטעויות הנובעות ממדגמים קטנים או ממדגמים מוטים (Graham et al. 2004). אי הדיוקים הנגרמים במודלי חיזוי תפוצה הנובעים מנתוני הנוכחות הם: מספר קטן של תצפיות, טעויות בהגדרת המין בעקבות הסתמכות על נתונים שנאספו על ידי אנשים לא מקצועיים, טעויות בנקודות הציון של נתוני הנוכחות או חוסר דיוק מספק במיקומם (נקודות ציון המסמנות פוליגון ולא נקודה ממשית), ריבוי תצפיות בסמוך לכבישים ולמקומות נגישים וכן פיזור תצפיות שאינו מייצג את מרחב התנאים הקיימים באזור המחקר (Barry and Elith 2006). פתרון אפשרי לצמצום הטיות אלו הוא ביצוע סקר איסוף נתונים סדור, נרחב וכולל ובניית מסד נתוני תצפיות הכולל נתוני מיקום מדויקים (Barry and Elith 2006), כמו במחקר זה.

1.3.3 המודל המתמטי סטטיסטי:

במאמרם פירס וברויס (Pearce and Boyce 2006) מציינים ארבע גישות ליצירת הקשר שבין מידע של נוכחות בלבד ובין משתני סביבה מסבירים:

1- תיאור הפיזור של נתוני הנוכחות בלבד (פרופיל):

מודלים אלו מאפיינים תנאי סביבה הקשורים לנקודת הנוכחות מבלי להתחשב בנקודות מידע אחרות. מעטפות סביבתיות (Environmental envelope) הינה הטכניקה הנפוצה ביותר בגישה זאת (Pearce and Lindenmayer 1998;Walther et al. 2004). שני מודלים, הנמצאים בשימוש נפוץ, המבוססים על גישה זו הם ה- BIOCLIM וה- DOMAIN. ה-BIOCLIM מאפיין אתרים בתוך "מעטפת" במרחב של משתנים כאשר גבולות המעטפת נקבעים על ידי הערכים הסביבתיים הקיצוניים ביותר שבהם נמצא המין. התקרבותו של אתר אל מרכזה של המעטפת מייצגת התאמה טובה יותר שלו למין הנבדק. ה-DOMAIN משתמש במטריצת דמיון בין נקודה לנקודה על מנת להעריך את התאמתו של כל אתר פוטנציאלי במרחב למין וזאת על פי הסמיכות במרחב התנאים הסביבתיים לאתר דומה שבו נצפה המין (Tsoar et al. 2007).

2- אימות הפיזור של נתוני הנוכחות עם נתוני היעדרות מדומים (טכניקות רגרסיה):

מודלים אלו מבוססים על יצירת נתוני היעדרות מדומים ולאחר מכן הפעלת שיטות סטטיסטיות נפוצות במודולים מסוג נוכחות\היעדרות כאשר שיטות רגרסיה שונות (Ferrier et al. 2002) הן הנפוצות ביותר. דוגמה נפוצה למודל זה הוא מודל ה-GARP המשתמש באלגוריתם המייצר סט כללים המתארים נישה אקולוגיות על סמך גישה המבוססת על בינה מלאכותית (machine learning) (Stockwell and Peters 1999).

הכללים נועדו לחזות את המצאות המין בתא שטח מסוים לפי תכונות משתנים סביבתיים בתא זה. לשיפור הדיוק של הכללים הם מכוילים בעזרת איטראציות של בחירת סטים רנדומאליים של תאים ובחירת הכללים לחיזוי הטוב ביותר להמצאות או היעדרות התצפיות שנבחרו באותו הסט. השינוי בדיוק החיזוי

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

בין איטראציה אחת לזאת שאחריה משמש להעריך איזה כלל ישמש במודל. סט הכללים הנבחרים, לאחר סט האיטראציות, משמש את המודל הסופי לחיזוי ההסתברות להמצאות המין בכל תא במפה ולהשפעת המשתנים הסביבתיים.

3- אימות הפיזור של נתוני המצאות וזמינות אתרים:

מודלים אלו אינם עושים הבחנה בין נוכחות להיעדרות או היעדרות מדומה אלא בוחנים את בחירתו של בעל החיים באתרים ספציפיים אל מול כלל האתרים האפשריים. הבסיס לרעיון זה הוא שכל האתרים זמינים לבעל החיים באופן שווה ובכולם התקיימותו אפשרית אך במציאות אתרים מסוימים מעודפים על פני אתרים אחרים (Hirzel et al. 2004). בגישה זו משמש מידע הרקע של כל אזור המחקר בשכבות המידע הסביבתיות כתחליף לנתוני היעדרות מדומים. מודלים נפוצים מסוג זה הם ה-ENFA (Ecological Niche Factor Analysis) וה- MAXENT (Maximum Entropy). מודל ה-ENFA חוזה את התאמתו של אתר למין על ידי חישוב ההבדל בממוצע המשתנה הסביבתי והשונות שלו בתחום של מקומי המין (תפוצת המין) ביחס לממוצע המשתנה הסביבתי ומהשונות שלו ברקע אזור המחקר כולו (Hirzel et al. 2002). ה-MAXENT חוזה את פוטנציאל התפוצה של המין בהתבסס על גישת הבינה המלאכותית (Phillips et al. 2006).

4- מידול עושר\שפע כאשר הקשר בין עושר לנוכחות ידוע:

גישה פחות נפוצה המבוססת על יצירת קשר בין תצפיות נוכחות ובין עושר יחסי של המין. בגישה זו יחידת המידה היא עושר התצפיות באתר מסוים (כמות התצפיות באתר X–) כאשר שאר האתרים, בהם לא נרשמה תצפית מקבלים ערכים של אפס.

טכניקת הפרופיל (1) נפוצה בעיקר כאשר נתוני הנוכחות, הנתונים המסבירים וההבנה הביולוגית חסרים באופן מוחלט. כאשר המידע איכותי יותר טכניקות רגרסיה (2) מספקות מידע איכותי יותר ועדיפות על טכניקות הפרופיל. כאשר המידע הקיים הינו בצורת אתרים "מאוישים" מתוך כלל אתרים אפשריים בתא שטח, הגישה השלישית הינה המתאימה ביותר. הגישה האחרונה רלוונטית בעיקר כאשר פורמט נתוני הנוכחות הוא בצורת עושר תצפיות, אך גישה זאת עדיין בהתהוות בעיקר בשל הקושי במעבר מנתונים בינאריים בכל אתר (נוכח\ אין מידע) לנתונים של עושר (מספר תצפיות באתר) (Pearce and Boyce 2006).

ישנם מודלים רבים נוספים המבוססים על מסד נתונים של נוכחות בלבד. לחלק ממודלים אלו נבנו תוכנות ידידותיות הפתוחות לשימושם של משתמשי הקצה (טבלא מספר 1.1).

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

	שם המודל\ התוכנה	השיטה	סוג מסד הנתונים	מקור	גישת המודל על פי Pearce & Boyce, 2006
1	**BIOCLIM**	Envelope model	נוכחות בלבד	Busby,J.R. } {1991	1
2	**DOMAIN**	Gower metric	נוכחות בלבד	{ Carpenter,g. 1993}	1
3	**BIOMAPPER**	Ecological niche factor analysis	נוכחות עם נתוני רקע	Hirzel,A.H. } {2002	3
4	**MAXENT**	Maximun Entropy	נוכחות עם נתוני רקע	Phillips,S.J. } {2006	3
5	**GARP**	Genetic algorithm	נוכחות עם נתוני היעדרות מדומים	Stockwell,D. } {1999	2
6	**מיושם בתוכנת הסטטיסטיקה R**	Generalized linear models (GLM)	נוכחות עם נתוני היעדרות מדומים	Ferrier,S. } {2002	2
		Generalized additive models (GAM)			2

טבלה מספר 1.1- אפליקציות נפוצות למשתמשי קצה- מודלים לחיזוי תפוצת מינים.

Table 1.1- Models based on presence only methods.

מספר מחקרים השוו את הביצועים של מודלים לחיזוי תפוצה שונים(Elith et al. 2006;Kumar et al. 2009;Phillips et al. 2006;Tsoar et al. 2007), מחקרים השוואתיים אלו לא הצביעו על שיטה אחת שהציגה תוצאות עדיפות על שיטות אחרות באופן גורף ומתמשך (Jeschke and Strayer 2008), אך חלק מן המודלים הציגו תוצאות טובות יותר. בהשוואת שישה מודלים שונים נמצאה עליונותם של GARP ו MD (Mahalanobis Distance) על פני מודלים אחרים ולעומת זאת המודלים BIOCLIM ו ENFA הציגו תוצאות נמוכות (Tsoar et al. 2007). במקרה אחר בו נבדקו שני מודלים בלבד הוכיח MAXENT עליונות על GARP (Phillips et al. 2006). מודל ה-MAXENT גם סיפק את החיזוי המדויק ביותר מול שני סוגי מודלים המבוססים רגרסיה ומודל GARP במחקר השוואתי לחיזוי אצות

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

במים מתוקים (Kumar et al. 2009). במחקר מקיף נערכה השוואה בין 16 סוגי מודלים מבוססי נתוני נוכחות שחולקו לשלוש קבוצות. הקבוצה שחזתה, באופן יחסי, ברמה הנמוכה ביותר הייתה הקבוצה הכוללת את מידע הנוכחות בלבד (BIOCLIM, DOMAIN), הקבוצה השנייה, שחזתה ברמת דיוק בינוני (באופן יחסי) כוללת את מודולי ה- GLM (Generalized linear model) ו GAM (Generalized additive model)(מודלים מבוססי רגרסיה עם נתוני היעדרות מדומה). והקבוצה שחזתה בצורה הטובה ביותר כללה את המודלים BRT (boosted decision trees), MARS (multivariate adaptive regression splines), GDM (generalized dissimilarity modeling) ו MAXENT (Elith et al. 2006). מבין המודלים הללו רק למודל MAXENT נבנתה תוכנה ידידותית למשתמש הקצה. מסיבה זו וכן על פי הממצאים המוזכרים קודם לכן נבחר מודל MAXENT בעבודה זו.

1.3.4 אימות המודל

תהליך אימות תוצאות המודל לא תמיד ברור כאשר מדובר על תוצאות יחסיות המיוצגות בסולם ערכים רציף. על פי ריקל (Rykiel 1996) אימות משמעו המחשה לכך שהמודל נמצא בטווח הדיוק המספק נוכח מטרתו המקורית של המודל. אין הכוונה שהמחשה זו תשקף את האמת\המציאות המוחלטת אלא תשקף את יכולתו של המודל להיות אפליקטיבי.

הבעיה המרכזית באימות מודלים המבוססים נוכחות בלבד היא המחסור בנתוני היעדרות אשר יכולים לשמש כמשקל נגדי לנתוני הנוכחות. כפתרון לבעיה זאת מקובלות שתי גישות אפשריות: הראשונה היא לייצר נתוני היעדרות מדומה (pseudo-absences) ולאחר מכן להשתמש בטכניקות אימות רגילות של נוכחות\ היעדרות (Anderson et al. 2003;Zaniewski et al. 2002) והשיטה השנייה היא להעריך בכמה שונה תחזית המודל מתחזית רנדומאלית (Boyce et al. 2002;Hirzel et al. 2002;Reutter et al. 2003).

ג'אסק וסטראיר (Jeschke and Strayer 2008) מפרטים במאמרם מספר גישות לבחירת בנק התצפיות המשמש לאימות המודל: 1. תחזיות המודל מאומתות אל מול אותו בנק הנתונים שבעזרתו נבנה המודל. 2. חלוקת בנק התצפיות לשתיים כאשר חלקו האחד משמש לבניית המודל וחלקו השני לאימותו. 3. תחזית המודל מאומתת מול בנק נתונים בלתי תלוי הנלקח מאזור אחר או מפרק זמן שונה.

השיטות הסטטיסטיות הנפוצות ביותר לאימות מודלים מסוג נוכחות בלבד ואשר מתאימות לשלושת הגישות הנ"ל הן מקדם קאפא של כהן (Cohen's kappa) ו ROC (Receiver Operating Characteristic) עם ה-AUC (Area Under the Curve) שלו (Jeschke and Strayer 2008). שתי השיטות מבוססות על מידע מסוג נוכחות\היעדרות מדומה ועל מטריצת שגיאות. מטריצת השגיאות מורכבת מערכיהם של כל אחת מהאופציות האפשריות של תוצאות בחיזוי המודל (טבלה מספר 1.2)

	נצפה כנוכח	נצפה כנעדר
חיזוי כנוכח	**חיזוי נכון\חיובי (a)**	**חיזוי לא נכון\חיובי (b)**
חיזוי כהיעדרות	**חיזוי לא נכון\שלילי (c)**	**חיזוי נכון\שלילי (d)**

טבלה מספר 1.2- מבנה של מטריצת שגיאות.

Table 1.2- A confusion matrix structure.

מכוון שמטריצת הבלבול מורכבת מערכים בינאריים (נוכח\נעדר) והתוצר של מודלי חיזוי התפוצה הם ערכים רציפים (הסתברות להתבססותו של המין באתר) נדרש ערך סף שיקבע את גבול הערכים בין חיזוי של נוכחות לבין חיזוי של היעדרות (Pearson 2007). אינדקס קאפא מחושב בהתבסס על ערך סף יחיד וערכיו נעים בין 1-0 כאשר 0 משקף אי התאמה ו1 משקף התאמה מוחלטת בין החיזוי לבין סט נתוני האימות. אינדקס קאפא פשוט לחישוב אך תלוי באופן מוחלט בקביעתו של ערך סף בודד ובכך חסרונו שכן קביעת ערך סף במקרה כזה אינה משימה פשוטה (Baldwin 2009). בשונה מאינדקס הקאפא ה-AUC של ה- ROC אינו תלוי בערך סף בודד אלא מתאר את הקשר שבין הצלחה לכישלון בחיזוי המודל על בסיס טווח רחב של ערכי סף אפשריים ובכך יתרונו (ראה פרק שיטות).

1.3.5 מגבלות של מודלים לחיזוי התפוצה

מודלים לחיזוי תפוצתם של מינים מבוססים על שלוש הנחות: 1. משקלן היחסי של האינטראקציות הביוטיות קטן באופן יחסי בקביעת תפוצתו של מין או קבועות במרחב ובזמן (לעומת גורמי הסביבה האחרים). 2. ההרכב הגנטי והפנוטיפי של המינים קבוע במרחב ובזמן. 3. אין שינויים בהשפעות הסביבה על תפוצות המין (Guisan and Zimmermann 2000;Jeschke and Strayer 2008). הנחות אלו מתעלמות ממספר עקרונות ביולוגיים מרכזיים כגון אינטראקציות ביוטיות, שינויים אבולוציוניים, דינאמיקה של מקור\מבלע (source-sink), והדינאמיקה של השפעות הסביבה על המין (Guisan and Zimmermann 2000;Guisan and Thuiller 2007;Jeschke and Strayer 2008). למרות מגבלות אלו "התועלת של המודל צריכה להיות מוערכת על פי הביצועים אל מול מידע אמפירי" (Jeschke and Strayer 2008), ומהערכות אלו עולה כי מודלים אלו מצליחים לחזות תפוצה של מינים בצורה משכנעת ביותר.

1.4 תצפיות ישירות\עקיפות

תצפיות עקיפות בכלל וסקרי גללים בפרט הן גישות מקובלות להשגת מידע לגבי נוכחות מינים, בחירת בתי גידול וגודלי אוכלוסיה. יתרונם של סקרים אלו בכך שעלותם נמוכה ומאפשרת בדיקה לא פולשנית לפעילות בעל החיים (Gallant et al. 2007). שיטה זאת יעילה במיוחד כאשר המין הנלמד קשה למציאה בגלל התנהגות חמקנית (Sharp et al. 2001), בשל נדירותו (Lozano et al. 2003) או מסיבות הקשורות לבית הגידול בו הוא חי (Lunney et al. 1998).

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

שיטה זאת של ספירת גללים נמצאת בשימוש באופן נרחב להערכת צפיפות אוכלוסיה ושימושי בתי גידול למפריטי פרסה (ungulates) (Fuller 1991;Wemmer et al. 1996).

לינג וחובריו (Laing et al. 2003) מונים שלוש שיטות אפשריות לביצוע סקר מסוג זה: דיגום בשיטת קוודרט (Putman 1984), חתכי רצועה (strip transect) (Plumptre and Harris 1995), או חתכים קווים (line transect) (Barnes et al. 1995;Marques et al. 2001).

וינה וחובריו (Vina et al. 2010) טוענים שסקר גללים הוא המתאים ביותר מבין כלל האפשרויות של תצפיות עקיפות (עקבות, אתרי לינה ורביצה וכו'), שכן קל יחסית להגדיר אותם בתנאי שדה, הם נשארים בשטח למשך זמן ארוך ולכן כמותם גדולה. מחקרים רבים מצביעים על תוצאות דומות במחקרים המבוססים על איסוף תצפיות עקיפות ובין אלו המבוססים על שיטות הכוללות תצפיות ישירות (Gallant et al. 2007).

1.5 סקרי גללים במודלים לחיזוי התפוצה

השימוש בסקרי גללים כתחליף לתצפיות ישירות בבניית מודלים לחיזוי תפוצת מינים נמצא עדיין בחיתוליו. פרננדיז וחובריו (Fernandez et al. 2006) ערכו סקר גללים מקיף של חתול בר איברי (*Lynx pardinus*) בהרי דרום ספרד וזאת עלי ידי חלוקת השטח לפוליגונים בצורת משושים וביצוע סקר על ידי שני סוקרים לאורך פרק זמן קבוע. ערמות הגללים שנדגמו שימשו לבניית מודל תפוצה רחב היקף למין זה.

וואנג וחובריו (Wang et al. 2009) נעזרו בסקר תצפיות עקיפות שנערך בשיטה של חתכי רצועה והכולל תצפיות גללים ומיקומי שאריות מזון לצורך בניית מודל תפוצה מרחבי מסוג ENFA לפנדה הענקית (*Ailuropoda melanoleuca*) בדרום מערב סין.

וינה וחובריו (Vina et al. 2010) ערכו סקר תצפיות עקיפות נרחב לפנדה הענקית (*Ailuropoda melanoleuca*) בסין. סקר זה בשילוב עם גורמים סביבתיים שהתקבלו בעזרת יישומי חישה מרחוק וממ"ג שימשו לבניית מודל תפוצה מסוג MAXENT ולהבנת גורמי התפוצה המשפיעים על תפוצתו של הפנדה והתאמת בתי הגידול השונים למחייתו.

ברוק וחובריו (Hoenes and Bender 2010) ערכו סקר גללים של ראם (*Oryx gazella gazelle*) ושל אייל פרדי (*Odocoileus hemionus crooki*) על מנת לקבוע את הבדלי בתי הגידול בין שני מינים אלו בעזרת מודל תפוצת מינים מסוג MAXENT בניו מקסיקו.

1.6 הפרא האסיאתי

הפרא האסייתי (*Equus Hemionus*) המשתייך למשפחת הסוסיים בסדרת מפריטי הפרסה מוגדר כמין בסכנת הכחדה (International Union for Conservation of Nature Red Data Book). אורך גופו כ-210 ס"מ ומשקל גופו כ- 200-260 ק"ג.

בעולם מצויים ארבע תתי מינים של הפרא: הפרא המונגולי (*Equus h. Hemionus*) החי במדבר גובי, הפרא הפרסי (*Equus h. Onager*) החי באיראן, הפרא הטורקסטאני (*Equus h. Kulan*) החי בקזחסטאן

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

והפרא ההודי (*Equus h. Khur*) החי במדבר כוש. שני תתי מינים נוספים: הפרא האנטולי (*Equus h. Anatoliensis*) והפרא הסורי (*Equus h. Hemippus*) נכחדו מן העולם.

בעבר חי בארץ ישראל ובסביבתה תת המין פרא סורי (*Equus h. Hemippus*). הפרא הסורי היה קטן בתת מיני הפרא ומשקלו כ-150 ק"ג. הוא נכחד בטבע בראשית המאה ה-20 (Grove, 1986), בעיקר מסיבות של צייד ואובדן בתי גידול (Saltz et al. 2000), הפרט האחרון מתת מין זה מת בגן חיות באוסטריה בשנת 1927.

בשנת 1968 יזמה ישראל מבצע, שנועד להשיב את הפרא לנופי ישראל כחלק מפרויקט השבת חיות התנ"ך. מכיוון שהפרא הסורי נכחד מן העולם, הובאו לשמורת חי בר יוטבתה פראים פרסיים (*Equus h. Onager*) ופראים טורקסטאניים (*Equus h. Kulan*) לצורך הקמת גרעין רבייה.

בשנת 1982 החלה רשות הטבע והגנים בפרויקט השבת הפרא האסיאתי (הכלאה של תתי המין הנ"ל) לטבע (Saltz et al. 2000), הפרטים הראשונים שוחררו סמוך לעין סהרונים שבמכתש רמון. שחרורים נוספים התרחשו באתר זה ובנחל פארן עד לשנת 1993 (Saltz and Rubenstein 1995). מספר הפרטים הכולל ששוחררו על ידי רשות הטבע והגנים עומד על 38 פרטים ומאז אוכלוסיית הפראים גדלה ומתפשטת בנגב ובערבה (Saltz and Rubenstein 1995). כיום אוכלוסייתו משוערת בכ- 150 פרטים (בני שלמון, ידע בעל פה).

בשנות ה-80 וה- 90 צברו זלץ וחובריו בעבודותיהם ידע רב אודות הפרא האסיאתי במרחבי הנגב, ידע זה התרכז בדינאמיקת האוכלוסייה של מין זה מאז השבתו אל הטבע (Saltz and Rubenstein 1995), ידע הקושר את השימוש במרחב עם גודל האוכלוסייה האפקטיבי (Saltz et al. 2000), וכן ידע על ההשפעות הסביבתיות של הפרא בבתי הגידול השונים (Saltz et al. 1999;Ward et al. 1999).

הנלי וחובריו (Henley et al. 2007) והנלי וורד (Henley and Ward 2006) חקרו את העדפות בית הגידול של הפרא בשנים שלאחר ההשבה לטבע במכתש רמון ומצאו שישנו קשר בין נוכחות הפרא לבין עושר מיני צומח וכן קשר, אומנם חלש יותר, בין נוכחות הפרא לאחוז כיסוי הצומח.

בעבודה התיזה שלה מצאה פלד (Peled 2010) שהפרא משמש כגורם הפצה מרכזי וחשוב של מיני הצומח העיקריים בנגב ובערבה וכן מצאה שהפרא מפיץ מגוון גדול יותר של מיני צומח מאשר יונקים גדולים צמחוניים אשר נפוצים באזורים אלו (צבי הנגב והראם הלבן).

הפרא הוא מין גדול הדורש שטחים גדולים ומגוונים למחייתו, הוא בעל חיים מרשים מאד ויכול לשמש מוקד להתעניינות ציבורית עקב נדירותו והשבתו אל הטבע וכן בעל תפקיד חיוני במערכת האקולוגית של הנגב והערבה.

הבנת הגורמים המשפיעים על תפוצתו של הפרא ומיפוי אזורים בהם קיים ריכוז של אוכלוסייתו היום ואזורים פוטנציאלים להמשך התבססות האוכלוסייה בעתיד ורצף שטחים פתוחים ביניהם, יוכל להוות בסיס לתוכניות שימור שיגדילו את סיכויי השרידות של מין זה לאורך זמן. במחקר זה מוצעת גישה ייחודית לאיסוף מידע על נוכחות הפרא האסיאתי, על ידי סקר גללים, לצורכי בניית מודל תפוצה מנבא אשר תוצאותיו יוכלו לשמש כבסיס לממשק עתידי לאוכלוסיית הפראים בארץ.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

1.7 מטרות ושאלות המחקר

מטרתה של עבודה זו היא לנסות ולהבין מהם הגורמים המשפיעים על תפוצתו של הפרא האסיאתי בנגב ובערבה וכן יצירת מפת תפוצה הסתברותית לאוכלוסיית הפראים בישראל.

שאלות המחקר בעבודה זו:

- מהם מרכזי הפעילות ואזורי המחייה המועדפים של הפרא בנגב ובערבה.
- מהם הגורמים המשפיעים על תפוצת הפראים בקנה מידה מרחבי מפורט (fine scale) ובקנה מידה גס (coarse scale).

היפותזות המחקר:

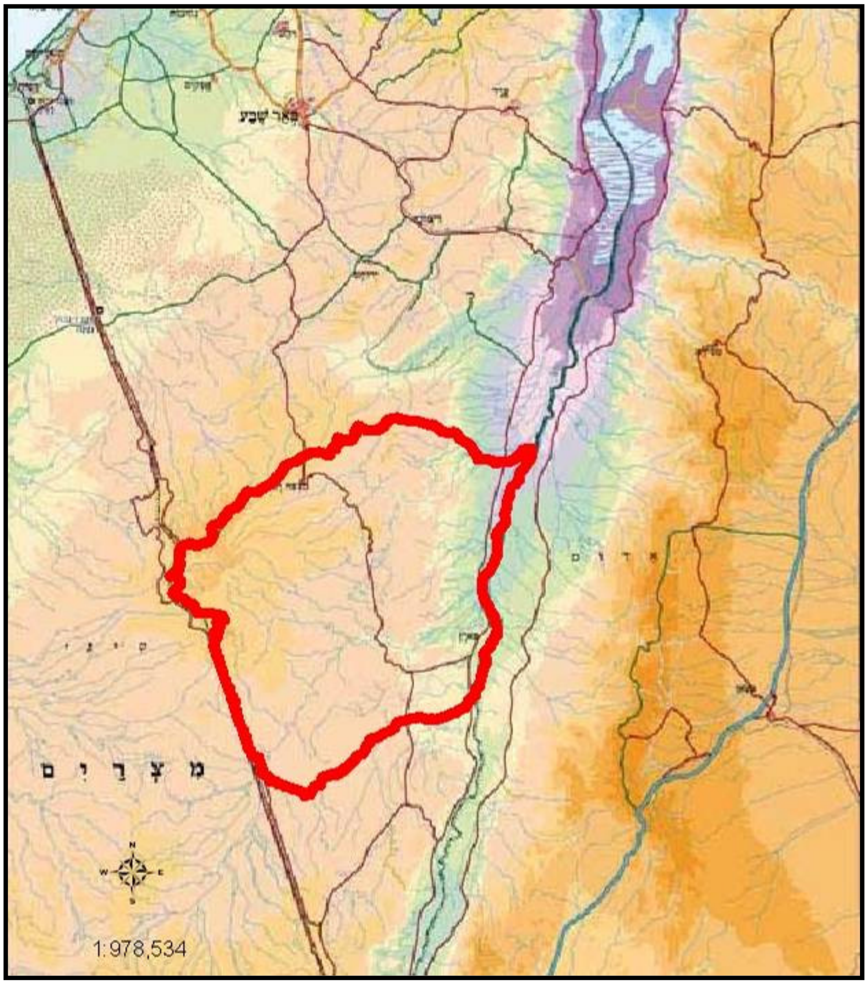
על פי סקר הספרות שנערך לצורך עבודה זו אני מניח שמרכזי הפעילות ימצאו סביב מקורות המים הקבועים. אזורי המחייה המעודפים יתרכזו גם הם סביב מקורות המים הקבועים וכן באזורים בהם מצוי צומח בשפע. הגורמים אשר ישפיעו על תפוצת הפראים בסקאלה אזורית יהיו מרחק ממקורות מים קבועים, גובה טופוגרפי וטמפרטורה ממוצעת בחודש החם ביותר. בסקאלה מקומית יהיו שיפוע המדרון וכיסוי הצומח אשר ישפיעו על תפוצת הפראים.

2. שיטות

2.1 אזור המחקר

אזור המחקר משתרע על פני כ- 3000 קמ"ר במרכזו של מדבר הנגב (איור 2.1) וגבולותיו הם:
בצפון כביש מספר 171 מהר חריף למצפה רמון, נחל חווה, בקעת אבו טריפה, נחל מרזבה ונחל נקרות. במזרח עין יהב, נחל ערבה עד למפגש נחל חיון. בדרום- נחל חיון, נחל צניפים, תלם צניפים ומישור פארן. במערב נחל פחמי וכביש הגבול המערבי עם מצרים דרך הר שגיא ועד הר חריף.

גבולות אלו נקבעו על פי השיקולים הבאים: אזור המכיל את שני האתרים שבהם בוצעה השבת הפראים אל הטבע על ידי רשות הטבע והגנים, אזור שבו קיימת פעילות ענפה של פראים על פי מספר תצפיות ישירות של הפרא ואזור שבו לא מצויים חמורי הבית (*Equus africanus asinus*), מין מבוית שמקורו בערוד (*Equus africanus*). נוכחות של חמורי הבית הייתה הופכת את מלאכת הגדרת הגללים בשדה לבלתי אפשרית שכן גלליהם של שני מינים אלו נראים זהים לחלוטין.



איור מספר 2.1 – גבולות אזור המחקר.

Figure 2.1- Study area.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

2.1.1 מאפייני אזור המחקר

אזור מרכז הנגב הינו אזור צחיח קיצוני המתאפיין בטמפרטורת חמות ביום (33 מעלות צלזיוס בממוצע) וטמפרטורות נמוכות יחסית בלילה (12 מעלות צלזיוס בממוצע), ממוצע המשקעים השנתי נע בין 150 מ"מ גשם בשנה באזור מצפה רמון (צפון אזור המחקר) עד 30 מ"מ גשם באזור המושב פארן (דרום מזרח האזור). המבנה הגאומורפולגי מושפע בעיקר מהשבר הסורי האפריקאי, אזור נמוך יחסית טופוגרפית, המשמש כבסיס הסחיפה העיקרי של אזור זה (כיוון הנחלים ממערב למזרח). מרבית האזור מנוקז על ידי שני נחלים עיקריים נחל נקרות ונחל פארן. באזור זה מצויים מספר קווי שבר גיאולוגים רוחביים היוצרים נוף של מדרגות משופעות. מספר נחלים חוצים את קווי השבר הלל ומאפשרים מעבר נוח יחסית בכיוונים אלו. בגלל אופי הקרקע (ריבוי חרסיות) ומופעי הגשמים המרוכזים שיטפונות נחלים הם מראה שכיח לאחר מופע גשמים. השיטפונות ממלאים את הגבים המצויים בקרקעיות הנחלים ומשמשים לשתיית בעלי חיים ברחבי האזור לאורך מספר חודשים. מספר מקורות המים הטבעיים המספקים מים לאורך כל השנה מצומצמים ביותר ובעלי חיים רבים מסתמכים על מקורות מים לא טבעיים בתקופות היובש (צינורות דולפים, שקתות של רשות הטבע והגנים, מאגר מים, שדות חקלאים וכו'). מרבית הצומח מוגבל לאזורי הנחלים וממוקם בדרך כלל בגדות הנחל (Danin 1999). הצומח בערוצי הנחלים הינו בעיקר סהרו-ערבי עם חדירות סודניות באזורי הערבה (Danin 1999). התשתית מורכבת בעיקר מסלעי גיר קשיים היוצרים נוף מצוקי ועמקי סחיפה מישוריים. בדרום מזרח (באר מנוחה) נפוצים סלעי הקרטון היוצרים נוף גבעי.

2.2 איסוף נתוני נוכחות

איסוף נתוני הנוכחות התבצע החל מינואר 2009 ועד יוני 2009. מכיוון שמרבית אזור המחקר מצוי תחת המגבלות של שמורת טבע ושטחי אש פעילים הוגבל ביצוע איסוף נתוני נוכחות לסופי השבוע ולמועדי ישראל באישור רשות הטבע והגנים.

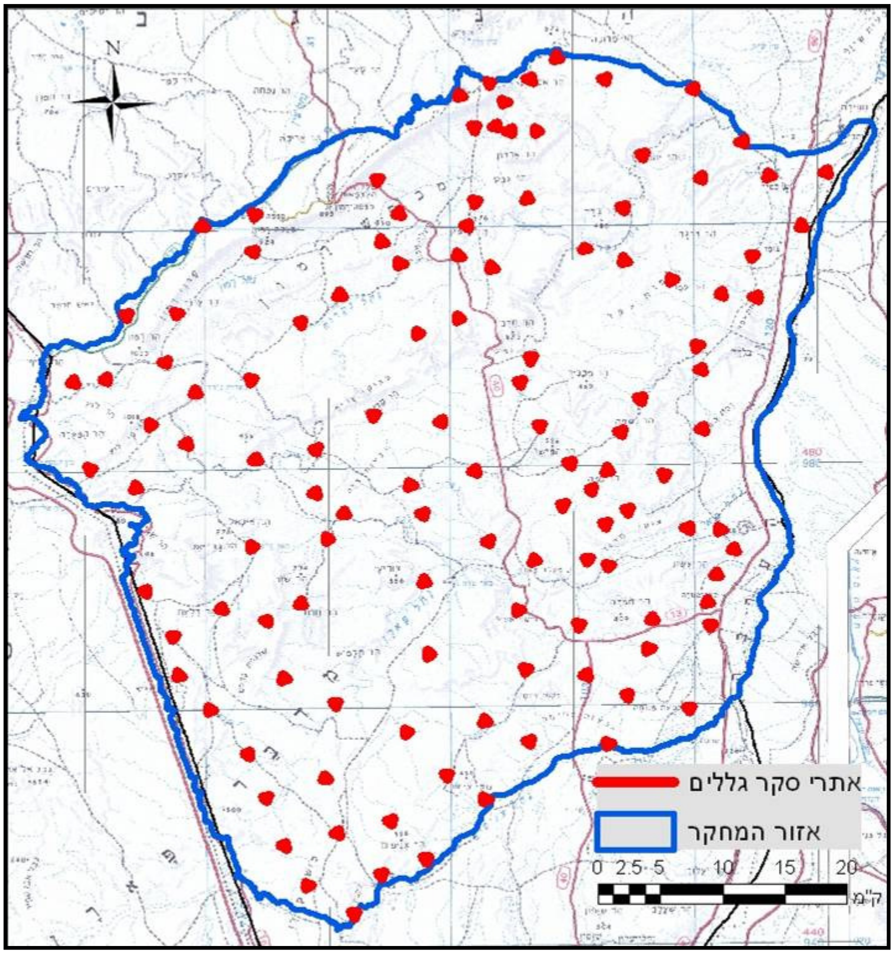
2.2.1 סכימת הדיגום

לצורך איסוף נתוני הנוכחות נבחרו ברחבי אזור המחקר 122 אתרי דיגום (איור מספר 2.2). אתרי הדיגום נבחרו בסכימת דיגום סדור בקירוב לצורך ייצוג נאמן של כל מרחב התנאים המצויים בשטח. בכדי להבטיח ייצוג נאמן של תנאי הסביבה בבחירת אתרי הדיגום בחרתי שלושה גורמים סביבתיים מייצגים שעל פי הנחות היסוד שלי ועל פי סקירת הספרות שביצעתי בעלי פוטנציאל גבוה להסביר את תפוצת הפראים: מרחק ממקורות מים קבועים, גובה טופוגרפי וטמפרטורה ממוצעת בחודש החם ביותר. ערכיהן של שלושת השכבות הנ"ל עברו מתיחה ליניארית כך ששולם הערכים יהיה אחיד ולאחר מכן אוחדו לשכבה אחת כאשר כל אחת מהשכבות משמשת כערוץ בדומה לשכבת תמונה בה כל אחד מן הצבעים אדום, ירוק וכחול משמש כערוץ ויחדיו מתקבל תמונה צבעונית (RGB- Red, Green, Blue). שכבה זו עברה תהליך של סיווג לא מונחה (Unsupervised classification) מסוג K-means בתוכנת ERDAS IMAGINE גרסה 9.1. מטרתו של סיווג זה הייתה ליצור חלוקה של אזור המחקר למספר

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

פוליגונים שבהם קומבינציית מאפייני הסביבה הנ"ל שווים (Carmel and Stoller-Cavari 2006). פיזור אתרי הדיגום באופן אחיד בין פוליגונים אלו מבטיח שבכל אחד מקבוצת שילוב התנאים הסביבתיים יתבצע דיגום.

בחירת אתרי הדיגום התבצעה תוך התחשבות בגורמים הבאים: יכולת הגעה לאתר בצורה רגלית\ רכובה, מגבלות שמירת טבע שנקבעו על ידי רשות הטבע והגנים, ומגבלות בטיחותיות. כמו כן הוצאו מראש אזורים שבהם שיפוע המדרון גדול מ-30 מעלות, שכן ידוע שהפראים ממעטים להימצא באזורים בהם שיפוע המדרון גדול מ- 10 מעלות (Henley et al. 2007).



איור מספר 2.2- פיזור מרחבי של אתרי הדיגום.

Figure 2.2- Spatial distribution of sampling sites.

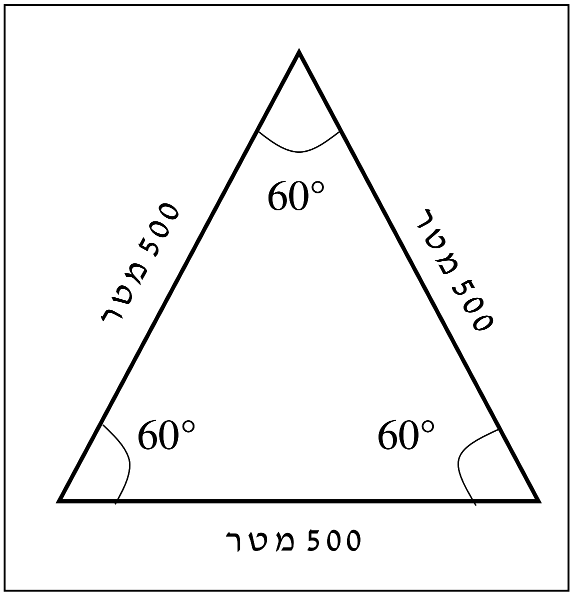
2.2.2 יחידת הדיגום

בכל אחד מאתרי הדיגום התבצע סקר גללים לאורך 1500 מטר המורכב משלושה חתכי חגורה (Belt transects) באורך של 500 מטר כל אחד. החתך הראשון התבצע במקביל לערוץ הקרוב ביותר לנקודה שהוגדרה כמרכז אתר הדיגום, החתך השני בוצע כהמשכו של הראשון ובזווית של 60 מעלות ממנו והחתך השלישי בוצע כהמשכו של השני ובזווית 60 מעלות ממנו. שלושת החתכים יצרו משולש שווה זוויות וצלעות (איור מספר 2.3). תצפיות נרשמו במרחק של עד 5 מטר לכל צד (סה"כ רוחב התגורה 10

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מטר). השטח הכולל הנסרק בכל יחידת דיגום הוא 15000 מ"ר. בסך הכול נסרקו במחקר זה 1.8 מיליון מטרים מרובעים.

לצורת דיגום זאת מספר יתרונות: שיטת הדיגום מאפשרת סבירות גבוהה למציאת גללים בסמוך לערוץ, אורך החתך (1500 מ) מגדיל את הסיכוי לגילוי נוכחות וסיום תוואי החתך בנקודת ההתחלה חוסך זמן ומקל מבחינה מנהלתית. במחקר הנוכחי, שבו נבנה מודל מסוג נוכחות בלבד, יש חשיבות מיוחדת להגדיל את הסיכוי לגילוי נוכחות, שכן – אתר שבו לא היו תצפיות – מבחינת המודל למעשה זהה לאתר שלא נבדק. נתיב החתך בשטח נקבע מבעוד מועד על בסיס תצלום אוויר ברזולוציה של 1מטר. מציאת החתך בשטח ושמירה על דיוק נתיב החתך ואורכו בשטח התבצע בעזרת מחשב כף יד הכולל רכיב GPS (Global Positioning System) בדיוק של עד 4 מטר ותוכנת ARCPAD גרסה 7 (ESRI 2008). חבילה זאת מאפשרת תצוגה גרפית מדויקת של מיקום הסוקר מול מיקומו הרצוי על פני החתך.



איור מספר 2.3- מבנה יחידת הדיגום

Figure 2.3- Sample unit structure.

2.2.3 איסוף התצפיות

רישום ותיעוד התצפיות התבצע מיידת ובסמוך לזיהוי הגללים בשטח. מכיוון שהפרשת הפרא כוללת הפרשה של כ-10 גללים זה לאחר זה בצורה מקובצת, יחידת הרישום הבסיסית באיסוף התצפיות היא של מערומי גללים ולא של גלל בודד.

בעת גילוי מערום גללים נרשמו הפרטים הבאים: נקודת ציון ב-10 ספרות ברשת ישראל החדשה וכן תיארוך מקורב של גיל הגלל על פי צבעו בשלוש קטגוריות (שחור בוהק, שחור ואפור). מכוון שרמת הדיוק של מכשיר ה-GPS הוא עד ארבע מטר מיקומי מערומים סמוכים עד למרחק זה נרשמו כמיקום אחד בעל מספר תצפיות. כל נתוני הנוכחות הועברו לתצורה דיגיטלית בצורת שכבה נקודתית במערכת GIS(Geographic Information System).

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

2.3 משתנים מסבירים

לצורך הבנת הקשרים שבין נתוני הנוכחות לבין הגורמים היכולים להסביר את תפוצת הפראים בשתי השיטות המוצעות בעבודה זאת נבנה בסיס נתונים של משתנים מסבירים בתצורה דיגיטלית של שכבות מידע מרחביות ברזולוציה של 10 מטר. כל המידע נערך ועובד בתוכנת ARCGIS גרסה 9.3 (ESRI (2009

מאגר מידע זה כולל הן שכבות מקוריות שנוצרו לצורך עבודה זאת והן שכבות שנלקחו ממקורות מידע חיצוניים ובהם יחידת הממ"ג (מערכת מידע גאוגרפית) של רשות הטבע והגנים. השכבות במאגר משתייכות לחמש קטגוריות עיקריות: מים, טופוגרפיה, גורמים אנתרופוגנים, גורמים ביוטיים, וגורמי אקלים (ראה טבלה 2.1). בכל אחת מן הקטגוריות הנ"ל מצויות מספר שכבות מידע שעשויות להסביר את תפוצת הפרא במרחב. אין בידינו ידע א-פריורי אם קיים קשר בין תפוצת הפראים ובין כל אחת משכבות המידע הללו (מלבד הגורמים המוזכרים בסעיף 2.2). תהליך בחירת השכבות הרלוונטיות ומציאת הקשרים שביניהן לבין נתוני הנוכחות הוא חלק חשוב בעבודה זאת.

2.3.1 מקורות מים.

מקורות המים הקבועים ומקורות המים העונתיים המרכזיים (מקורות שבהם מצויים מים לאורך מרבית השנה, בכל שנה) מופו בעזרת מידע מפקחי רשות הטבע והגנים ואומתו על ידי סקר שדה. מקורות מים שאינם ניתנים לשימוש על ידי הפראים (בורות עמוקים) הוצאו מרשימה זאת. ארבעת הסוגים של מקורות המים הם: (1) שקתות של רשות הטבע והגנים, (2) מקורות מים טבעיים קבועים שאינם שקתות של רשות הטבע והגנים (מעינות, בורות וט'מילאות), (3) נזילות מצינורות וממכוני מים, (4) מקורות מים זמניים (גבים, מאגרים עונתיים וכו).

על בסיס מקורות המים הללו נבנו ארבע שכבות מידע המתארות את המרחק (במטרים) של כל נקודה באזור המחקר ממקור מים על פי הפירוט הבא:

1. שקתות רט"ג (רשות הטבע והגנים) ומקורות המים הטבעיים.
2. שקתות רט"ג, מקורות המים הטבעיים ונזילות המים מצינורות וממכוני מים.
3. שקתות רט"ג בלבד.
4. מקורות המים הזמניים והקבועים גם יחד.

2.3.2 טופוגרפיה

הבסיס לשכבות המידע המתארות משתנים טופוגרפיים הוא שכבת קווי גובה שמקורה במרכז למיפוי ישראל. משכבה זאת נוצרו בעזרת הרחבת הניתוח המרחבי (Spatial analyst) במערכת הממ"ג שכבות המידע הבאות:

1. DEM (Digital elevation model)- שכבה רסטרית של הגובה הממוצע במטרים מעל פני הים (ראה נספח מספר 1).

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

2. שכבת שיפועי המדרון (Slope) - שכבה רסטרית של שיפוע המדרון הממוצע במעלות. בשכבה זאת ככל שהערך גבוה יותר כך השיפוע תלול יותר.
3. פנות המדרון (Aspect)- שכבה המתארת את הכיוון (מעלות) העיקרי שאליו שיפוע המדרון פונה. מדרון הפונה לכיוון צפון יקבל ערך של 0 מעלות, מדרון הפונה מזרחה יקבל את הערך 90 וכו'.
4. נגר מצטבר (Flow accumulation) - בשכבה זו הערך בכל תא משקף את מספר התאים המתנקזים אליו. אזורים הנמצאים בתחילת מערכת הניקוז יקבלו ערכים נמוכים יותר, ואזורים הנמצאים בתחתית של מערכת ניקוז ארוכה יקבלו ערכים גבוהים מאוד.

2.3.3 גורמים אנתרופוגניים

1. <u>מרחק מנקודות יישוב</u>- בצעתי דיגיטציה ידנית לכל מתקני הביטחון, בסיסי צה"ל והישובים המצויים באזור המחקר ובסמוך לו על בסיס אורטופוטו ברזולוציה של שני מטר משנת 2007 שינתן באדיבות מחלקת מערכות מידע של רשות הטבע והגנים, ובעזרתה הפקתי שכבה של המרחק (מטרים) של כל נקודה באזור המחקר אל נקודת הישוב הקרובה ביותר.
2. <u>מרחק מכבישים</u>- כלל הכבישים באזור המחקר מופו בתהליך דיגיטציה על בסיס אורטופוטו ומתוכם הופקה שכבה של המרחק (מטרים) של כל נקודה אל הכביש הקרוב ביותר (ראה נספח מספר 2) .
3. <u>מפת שמורות טבע מוכרזות</u>- מפה בינארית בה כל ערך פיקסל מתאר האם הוא מצוי בשטחה של שמורת טבע מוכרזת (1) או לא (0).
4. <u>מפת שטחי אש</u>- מפה בינארית וכל ערך של פיקסל מתאר האם הפיקסל מצוי בשטח אש (1) או לא (0).

2.3.4 גורמים ביוטיים

על אף החשיבות הצפויה של משתנים ביוטים על תפוצת בעלי חיים, גורמים אלו קשים ולעיתים בלתי ניתנים להבנה ולמיפוי (Guisan and Zimmermann 2000). במחקר זה מיפינו שני גורמים ביוטים:

1. <u>מרחק מנקודות השחרור</u>- שני אתרי השחרור של הפרא בעת ההשבה לטבע (נחל פארן ועין סהרונים) מופו בעזרתם של פקחי רשות הטבע והגנים. השכבה מתארת את המרחק (מטרים) של כל נקודה במרחב מנקודת השחרור הקרובה ביותר. גורם זה אינו גורם ביוטי קלאסי, אך מכוון שישנה סבירות שנקודות אלו השתרשו בזיכרונם של הפראים החלטתי לצרפו לקטגוריה זו.
2. <u>כיסוי צומח מעוצה</u>- באזורי הנחלים ניתן היה לבצע בהצלחה סיווג ממוחשב של הצומח על בסיס תצלום אורטופוטו ברזולוציה מרחבית של 2 מטר. השתמשתי בסיווג מונחה (Supervised classification) בתוכנת ERDAS IMAGINE גרסה 9.1. מחוץ לנחלים, במקום שבו יש חפיפה בין גווני הצומח לגווני המסלע, בצעתי קלסיפיקציה ידנית של כל הצומח המעוצה באזורים אלו. מכיוון שהאורטופוטו שהיווה את הבסיס לסיווג הצומח היה ברזולוציה של שני מטר, סווגו רק צמחים שרדיוס חופתם עולה על חצי מטר (ממלאים לפחות מחצית מהפיקסל). התוצר של סיווג זה הינו מפה בינארית של נוכחות או העדר צומח בכל תא, ברזולוציה של שני מטר. בשלב השני חישבתי את אחוז כיסוי הצומח

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

המעוצה. יצרתי מפה שבה הערך בכל תא משקף את כיסוי הצומח המעוצה ברדיוס מאה מטר מסביב לתא הנבדק.

מס'	כללי	תיאור
1	מים	מרחק ממקורות מים קבועים ללא נזילות אבל עם מעינות קטנים
2		מרחק מכל מקורות המים הקבועים כולל מעינות ונזילות
3		מרחק משקתות של הרשות
4		מרחק מכל מקורות המים קבועים וזמניים
5	טופוגרפיה	ניקוז מצטבר
6		שיפועים
7		גובה מעל פני הים
8		פנות המדרון
9	אדם	מרחק מבסיסים וישובים
10		שטחי אש 0,1
11		מרחק מכבישים
12		שמורת טבע 0,1
13	השבה	מרחק מנקודות ההשבה
14	צמחיה	אחוז כיסוי צמחיה מעוצה
15	אקלים	ממוצע משקעים שנתי
16		טמפרטורה ממוצעת בינואר
17		לחות ממוצעת
18		טמפרטורה ממוצע באוגוסט

טבלה מספר 2.1- טבלה מרכזת- גורמים מסבירים.

Table 2.1- explanatory variables- summarized table.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

2.3.5 גורמי אקלים

שכבות המידע שבחרתי לייצג את גורמי האקלים בעזרתם:

1.ממוצע משקעים שנתי.

2. טמפרטורה יומית ממוצעת בחודש הקר ביותר- ינואר.

3. לחות ממוצעת .

4. וטמפרטורה יומית ממוצעת בחודש החם ביותר- אוגוסט.

גורמים אלו נמצאו במחקרים רבים כגורמים העיקריים להסברת תפוצה של בעלי חיים וככאלה שהינם בעלי קורלציה גבוהה ביותר למספר רב של משתנים אקלימיים רבים אחרים (Steinitz et al. 2005). מקורן של שכבות אלו במעבדה למידע גיאוגרפי באוניברסיטה העברית ושימשו כבסיס לעבודתם של צוער וחובריו (Tsoar et al. 2007). שכבות אלו נוצרו בתהליך של אקסטרפולציה מתקדמת ומוצגות ברזולוציה של 10 מ'.

2.3.6 בחירת המשתנים המסבירים

כחלק מתהליך בחירת המשתנים המסבירים חושב מקדם המתאם בין כל זוג משתנים. על מנת לחשב את מקדם המתאם נלקחו ערכיהם של הגורמים הסביבתיים מהאתרים שבהם נמצאו נתוני נוכחות של הפראים (גללים) במחקר. וזאת על מנת להבטיח שהקורלציה הנבדקת תהיה רלוונטית לסט הנתונים שבהם השתמשנו לבניית המודל. במקרים של קורלציה גבוהה בין שני משתנים (מעל 0.8, קורלציות פירסון, רמת מובהקות < 0.05) (McDonald 2009) הוצאתי את אחד מהם מהמודל טרם החישובים הסטטיסטיים. במקרים כאלה בחרתי להוציא מן המודל את המשתנה שאיכות המידע לגביו הייתה פחותה, או שהוא בעל השונות המרחבית הנמוכה מבין זוג המשתנים באזור המחקר.

2.4 מודלים סטטיסטיים

בעבודה זו נבדקה השפעתם של גורמים סביבתיים על תפוצת הפראים בשתי סקאלות מרחביות שונות ובשתי שיטות סטטיסטיות שונות. בקנה מידה גס (coarse scale) נבדקה השפעת הגורמים המסבירים על התפוצה של הפרא האסיאתי בעזרת מודל רגרסיה מרובת משתנים ובקנה מידה מפורט (fine scale) נבדקה ההשפעה בעזרת מודל תפוצה מנבא מסוג MAXENT.

2.4.1 מודל רגרסיה

לצורך הבנת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפראים בקנה מידה גס (הבדלים בין אזורים) בוצע ניתוח של צפיפות הגללים (מספר הגללים לחיתוך של 1500 מטר) אל מול משתנים מסבירים בשיטת רגרסיה ליניארית מרובת משתנים (McDonald 2009) מתוך הנחת יסוד שקיים קשר ישיר וחזק בין צפיפות הגללים לתפוצת הפראים. אין בכוונתי בעבודה זו להעריך את גודל האוכלוסייה בעזרת צפיפות הגללים, למרות שיטות סטטיסטיות המאפשרות קשר זה נפוצות (ראה סעיף 1.4) אלא לנסות ולהבין כיצד השונות בצפיפות הגללים מוסברת על ידי המשתנים המסבירים.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

2.4.1.1 משתנה תלוי:

מספר ערמות הגללים שנצפו בחתך שאורכו 1500 מטר נסכם ושימש במודל זה כתצפית אחת (N=122). מכיוון שהנתונים אינם מתפלגים נורמאלית - בוצעה לנתונים טרנספורמציה מסוג שורש ריבועי (Square-root transformation) (McDonald 2009), ולאחר טרנספורמציה זו המשתנים התפלגות בצורה נורמאלית.

2.4.1.2 משתנים מסבירים:

מכוון שבניתוח זה יחידת התצפית היא חתך שאורכו 1500 מטר, בוצע בעזרת מערכת המידע הגיאוגרפית תהליך של דגימת הנתונים המסבירים משכבות המידע המסבירות במקומות שבהן בוצעו החתכים. בתהליך זה יצרתי לכל חתך ערך יחיד עבור כל אחת מן השכבות המסבירות. לדוגמה השיפוע הממוצע לאורכו של החתך, אחוז הכיסוי הממוצע של הצומח המעוצה לאורך החתך וכדומה.

2.4.1.3 עיבוד הנתונים

ניתוח הנתונים בשיטת רגרסיה ליניארית מרובת משתנים בוצע בתוכנת SPSS (SPSS 16.0, 2007). תהליך הכנסת המשתנים המוסברים התבצע בשיטת stepwise ורמת המובהקות הנדרשת לכניסה למודל הייתה α=0.05.

2.4.1.4 תאור התוצר

התוצאות המתקבלות מניתוח זה הינן בעלות אופי סטטיסטי כמותי ולא בעלות אופי מרחבי. איתור המשתנים המסבירים את צפיפות הגללים במרחב, סדר החשיבות שלהם וכימות המידה של קשרים אלו הם התוצאות המתקבלות בפרק זה.

2.4.2 מודל מקסנט

לצורך הבנת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפראים בקנה מידה <u>מפורט</u> ולצורך בניית מפת התפוצה ההסתברותית בקנה מידה זה השתמשנו במודל "האנטרופיה המקסימאלית" – מקסנט (MAXENT Version 3.3.1) (Kumar et al. 2009;Phillips et al. 2006;Phillips and Dudik 2008). מודל זה נבחר מתוך מספר רב של מודלים אפשריים משום שדורג כמודל אפקטיבי ביותר לחיזוי תפוצה על פי נתוני נוכחות בלבד במספר מחקרי השוואה מקיפים (Elith et al. 2006;Jeschke and Strayer 2008;Phillips et al. 2006).

מקסנט הוא מודל המבוסס על למידה חישובית (Machine learning) (Phillips et al. 2006). המעריך את התפוצה הפוטנציאלית של מין בהתבסס על נתוני נוכחות של המין ועל פי סט של משתנים סביבתיים בפורמט תאים בגריד המייצגים את שטח המחקר (X).

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

מקסנט פועל באופן שונה משיטות סטטיסטיות מסורתיות. הרגרסיה הלוגיסטית, לדוגמא, אומדת את ההסתברות להמצאות המין באתר ספציפי (y) בהינתן התנאים הסביבתיים בתא (x): P(y=1|x . לעומת זאת, מקסנט מניח שהמין נמצא באיזור המחקר (Y=1). השיטה מתבססת על תצפיות נוכחות אמפיריות של המין הנחקר ($x_1 \ldots x_m$) שמייצגות התפלגות לא ידועה π. המודל מייצר התפלגות נאמדת $\hat{\pi}$ הקובעת הסתברות חיובית, הפרופורציונית להסתברות ההמצאות של המין בכל אחד מתאי X. מקסנט אומד את ההסתברות לקבל את סט תנאי הסביבה x בהינתן שהמין נמצא באתר מסוים: P(x|y=1). סכום ההתפלגויות בכל האתרים\פיקסלים ב-X שווים ל-1 (Phillips and Dudik 2008). במצב ההתחלתי, ללא כל מידע הנוגע לנוכחות המין, כל אתר x מקבל הסתברות שווה, משמע התפלגות אחידה ב-X. בהמשך, הערכת ההתפלגות מתחשבת במספר אילוצים (constraints) הנובעים מהתנאים הסביבתיים הספציפיים המצויים באתרים שבהם נצפה המין. הרעיון העומד מאחורי מקסנט הוא למצוא את ההתפלגות בעלת האנטרופיה המקסימאלית (הפרושה ביותר או הקרובה ביותר לאחידה) תוך התחשבות במספר אילוצים (Phillips et al. 2006). אילוצים אלו מבוטאים במונחים של פונקציות פשוטות של המשתנים הסביבתיים ונקראים "מאפיינים" features (f)). "המאפיינים" המיושמים על ידי תוכנת המקסנט הם: לינארי (Linear), ריבועי (Quadratic), כפלי (Product), ערך סף (Threshold), וציר (Hinge).

מאפיין לינארי שווה למשתנה הסביבתי וכופה על $\hat{\pi}$ את האילוץ שעל ממוצע המשתנה הסביבתי להיות קרוב לממוצע זה במיקומי התצפיות (להסבר נוסף ראה נספח מספר 3). "מאפיין" ריבועי שווה לריבוע המשתנה וכופה על $\hat{\pi}$ את האילוץ שהשונות במשתנה הסביבתי צריכה להיות קרובה לערך הנצפה במיקום התצפית. מסיבה זו מאפיין זה מבטא את "הסובלנות" (tolerance) של המין לסטייה מהתנאים האופטימאליים. "מאפיין כפלי" שווה למכפלה של זוג משתנים וכופה את האילוץ שהשונות המשותפת של שני משתנים צריכה להיות קרובה לערך הנצפה במיקומי התצפית ולכן מבטא אינטראקציות בין המשתנים המנבאים. מאפיין הסף כופה את האילוץ שהפרופורציה מ $\hat{\pi}$ שהינה בעלת ערכים גבוהים מערך הסף (אשר מוגדר באופן אוטומטי על ידי התוכנה) צריכה להיות קרובה לפרופורציה הנצפית (Phillips et al. 2006). "מאפיין" ציר דומה ל"מאפיין" לינארי, אבל במקרה זה הינו קבוע מתחת לסף (Phillips et al. 2006;Phillips and Dudik 2008). בניתוח הנתונים השתמשנו באופציית ברירת המחדל של התוכנה ("Auto features") המשתמשת בכל סוגי המאפיינים.

מקסנט מוצא את התפלגות האנטרופיה המקסימאלית תוך התחשבות בסט של אילוצים. התפלגות האנטרופיה המקסימאלית שייכת למשפחת התפלגויות גיבס (Gibbs). התפלגויות גיבס הינן התפלגויות מערכיות הנגזרות מסט של מאפיינים $f1 \ldots fn$ ומבוטאים במונחים של פרמטרים על פי משקל המאפיין $\lambda 1 \ldots \lambda n$. התפלגות גיבס מוגדרת על ידי

$$q_\lambda(x) = \exp(\lambda_1 \cdot f_1(x) + \lambda_2 \cdot f_2(x) + \ldots\ldots \lambda_n f_n(x))/Z$$

כאשר Z הינו קבוע נרמול המבטיח שסכום ההסתברויות $q_\lambda(x)$ באזור המחקר שווה ל-1. התפלגות גיבס $q_\lambda(x)$ בעלת האנטרופיה מקסימאלית ממקסמת את ההסתברות של האתרים בו נצפו המין (m). על מנת למצוא את ההתפלגות, מקסנט מבצע מספר איטראציות, כאשר כל אחת מגדילה את ההסתברות של "m". ההסתברות מוצגת במונחים של "רווח" (gain), "רווח" זה הוא הלוג של מספר התאים בגריד פחות ממוצע ההסתברויות השליליות של מיקומי "m". תהליך האיטרציות מתחיל מהתפלגות הסתברויות אחידה, כאשר (0,…,0) =λ ובעת תהליך החזרות מתבצע תהליך של תיקון והתאמה לאחד או יותר מהמשקולות λj. "הרווח" מתחיל מאפס (הסתברות אחידה) ועולה ככל שהתוכנה מגדילה את ההסתברות של "m". הרווח גדל מאיטרציה לאיטרציה עד אשר השינוי קטן מערך הסף לרווח (או שהתהליך עבר את מספר האיטרציות המקסימאלי שנקבע מלכתחילה על ידי המשתמש). בעבודה זאת השתמשתי באופציית ברירת המחדל הקובעת שינוי ברווח של 10^{-4} וחמש מאות איטרציות. כל גידול ברווח הגורר בעקבותיו התאמה של המשקל λj נרשם כקרדיט לזכות המשתנה המסביר הרלוונטי או מופחת ממנו במקרה שבו השינוי לערכו שלילי. הקרדיט הכללי שכל משתנה סביבתי צובר הוא זה המשמש להערכת התרומה של כל משתנה ומשתנה למודל. הערך הסופי של המודל באתר x תלוי רק בערכו של המאפיין ובמקדם של ערך זה λj. בהתבסס על ערכים אלו המודל מסוגל להשליך את תוצאותיו על אתרים בהם קיימים תנאים סביבתיים דומים (Phillips et al. 2006;Phillips and Dudik 2008).

התפלגות ההסתברויות הסופית מייצגת את ההתאמה היחסית של תנאי הסביבה למין הנחקר, כשערכים גבוהים מייצגים תנאים טובים למין.

2.4.2.1 תיאור התוצר

מקסנט מאפשר שלוש פורמטים של מפות תוצר: גס (Raw), מצטבר (Cumulative) ופורמט לוגיסטי. הפורמט הגס מורכב מההסתברויות הניתנות לכל תא ותא במודל. מכיוון שסכום כל ההסתברויות בגריד חייב להיות שווה לאחד ומספר התאים רב, הערכים קטנים ביותר ואינם נוחים לעבודה. הפורמט הלוגיסטי ממיר את המידע מהפורמט הגס לפונקציה לוגיסטית אשר מייצגת את ההסתברות לנוכחות המין בכל תא (Phillips and Dudik 2008). מכיוון שהתמונה היחסית חשובה לנו יותר מערכים אבסולוטים, בחרתי להשתמש בפורמט המצטבר. בפורמט זה כל תא מקבל ערך מהסתברות התא ומכל התאים בעלי הסתברות שווה או קטנה יותר ולכן מציג סולם ערכים יחסי במפת התוצר. הפורמט המצטבר איננו בהכרח פרופרציונלי להסתברות לנוכחות, אך ערכי התא משקפים את התאמתו, באופן יחסי, של תא זה או אחר להמצאות המין אל מול שאר התאים. סולם צבעים לוגריתמי נבחר לתצוגת מפת התוצר כי הוא מאפשר להדגיש הבדלים קטנים בין תא לתא החשובים באופן מיוחד בפורמט זה.

2.4.2.2 בחירת המודל

מטרתו של תהליך בחירת המודל הינה בחירתו של המודל היעיל ביותר מתוך מספר מודלים אפשריים. יעילות המודל נמדדת בשמירה על מודל איכותי ומאומת תוך הסתמכות על מספר מועט יותר של משתנים.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

איכות המודל במודלים מסוג מקסנט נמדדת על פי ערכי ה- AUC ולכן בתהליך בחירת המודל בעבודה זו הושוו ערכים אלו בין מספר מודלים אפשריים הכוללים בכל שלב משתנה אחד פחות. המשתנה המוצא מן המודל בכל שלב ושלב הינו המשתנה שהוצאתו המיועדת תגרום לשינוי הקל ביותר בתוצאות המודל (Gain) או במילים אחרות הוצאת המשתנה שהתרומה היחסית שלו בשלב זה היא הנמוכה ביותר וזאת על פי שיטת JACKNIFE (Miller 1974).

2.4.2.3 אימות המודל

אימות המודל התבצע בשתי דרכים מקבילות ובלתי תלויות: האחת בעזרת ROC והשנייה בשיטת אימות צולב. אימות כפול זה התבצע **על** מנת להבטיח את איכותו של מודל זה.

אימות על פי ROC

אימות זה מבוסס על גודלו של השטח המצוי מתחת לגרף (Area Under the Curve-AUC) ה- Receiver Operating Characteristic (ROC). השימוש באימות המבוסס על ה– ROC היא שיטה מומלצת לאימות מודלים לחיזוי תפוצה ונמצאת בשימוש נפוץ במחקרי השוואה בין מודלים שונים לחיזוי תפוצת מינים (Elith et al. 2006;Hernandez et al. 2006;Marmion et al. 2009). שיטה זאת מספקת ערך יחיד לרמת הדיוק הכוללת של המודל ללא הסתמכות על ערך סף ספציפי (Fielding and Bell 1997;Pearce and Ferrier 2000;Pearson 2007). אימות המבוסס על ערך סף ספציפי רגיש יותר לטעיות הנובעות מבחירה לא נכונה\ מתאימה של ערך סף זה.

עקומת ה-ROC מתארת את מערכת היחסים שבין פרופורציית החיזוי המדויק של נוכחות (Sensitivity) לבין פרופורציית השגיאה בחיזוי היעדרות המין (1-Specificity), כאשר שני אלו מחושבים לאורך טווח רחב של ערכי סף אפשריים. Sensitivity ו 1- Specificity לערך סף בודד מחושבים בעזרת מטריצת הבלבול (טבלה 1.2) , כאשר Specificity מחושב על ידי d/(d+b) ו Sensitivity מחושב על ידי a/(a+c).

לצורך חישוב מרכיב ה-specificity בעקומת ה-ROC נחוץ מידע על היעדרות המין בעוד מחקר זה מבוסס על מסד נתונים הכולל נתוני נוכחות בלבד. מסיבה זו השתמשתי בשיטתם של פיליפס וחובריו (Elith et al. 2006) ליצירת עקומת ROC המבדילה בין נוכחות לבין רנדומאליות במקום ההבחנה בין נוכחות להיעדרות. מבחן זה משתמש בנתוני היעדרות מדומה שמקומם נקבע באקראי במקום נתוני היעדרות הנאספים במאמץ הדיגום. נתוני היעדרות המדומים הינם מיקומים אפשריים באזור המחקר הנבחרים בצורה אקראית (uniformly). על פי פיליפס ודודיק (Phillips and Dudik 2008) נבחרו 10,000 נתוני היעדרות מדומים לצורך משימה זו. אינדקס ה AUC חושב עבור כל אחד מגרפי ה-ROC. ה AUC מייצג את ביצועי החיזוי בטווח של ערכי סף על ידי חישוב סך כל השטח הנמצא בין גרף ה-ROC ובין ציר ה-X (Pearce and Ferrier 2000;Pearson 2007).

טווח הערכים של ה AUC נע בין 0 ל-1, כאשר 1 מייצג הצלחה מלאה בחיזוי, ערך של 0.5 מייצג חיזוי לא טוב יותר מחיזוי הנעשה באופן רנדומאלי. ערך AUC של 0.8 משמעותו הסתברות של 0.8 שתצפית

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

שנבחרה באקראי מסט נתוני הנוכחות תהיה בעלת ערך חזוי גבוה יותר להמצאות המין מאשר תצפית שנבחרה באקראי מסט נתוני היעדרות (Fielding and Bell 1997) או כמו במקרה שלנו גבוהה יותר מנתוני היעדרות מדומים. סולם פשוט ומקובל לאינטרפרטציה של ערכי AUC קובע: 0.5-0.7 חיזוי לא טוב, 0.7-0.9 חיזוי טוב וערכים של 0.9-1 חיזוי מצוין (Pearce and Ferrier 2000).

על מנת לא לפגוע באיכות המודל סט נתוני הנוכחות מחולק באופן אקראי לשניים. חלק ראשון (70% מסך התצפיות) משמש לבניית המודל וחלקו השני (30% מך התצפיות) משמש כנתוני מבחן לאימות וזאת על פי המקובל במבחן זה (Huberty 1994). הן חלקות הנתונים וחישוב ה-AUC התבצע בתוכנת הMAXENT.

אימות צולב

תהליך האימות הצולב כלל חמש הרצות מודל נפרדות ובלתי תלויות של 75% מהתצפיות, בכל הרצה נבדקה היכולת של המודל לחזות נוכחות או העדר גללים בשאר התצפיות. הערך החציוני של התפלגות הערכים של הפיקסלים במפת התוצר שימש כערך סף לנוכחות או היעדרות. במקרה שאחת התצפיות נמצאה בתא שערכו גדול מערך הסף נרשמה הצלחה בחיזוי ובמקרה שערך התא היה נמוך מערך הסף נרשם כישלון בחיזוי. ערך סף זה נקבע מתוך הבנה שזהו הערך שמספר התאים במפת התפוצה שערכם גדול ממנו שווה למספר התאים במפת התוצר שערכם נמוך ממנו ולכן במקרה של הצבת תצפיות אקראיות יהיו מחציתם בתאים שערכם גדול ממנו ומחציתם בתאים שערכם נמוך ממנו. במילים אחרות תוצאות תהליך האימות הצולב נבדקות בהשוואה להתפלגות של נקודות אקראיות מסביב לערך ממוצע.

2.4.2.4 תרומת המשתנים המסבירים

התרומה היחסית של כל משתנה ומשתנה לחישוב הסתברות התפוצה הוערכה על פי אלגוריתם האיטרציות המשמש לבניית המודל. בתהליך האיטרציות נקבעים אילוצים על התפלגות התצפיות בעזרת המשתנים המסבירים. לאחר הגדרת כל אילוץ מעניק המודל ניקוד נוסף (GAIN) למשתנה שבעזרתו הגדיר את הכלל. בצורה זו משתנים המשמשים באילוצים רבים יותר מקבלים ציון גבוה ועל כן מדורגת תרומתם גבוה יותר ולעומת זאת משתנים ששימשו להגדרת כללים מועטים מקבלים ציון נמוך ואי לכך תרומתם נמוכה.

2.4.2.5 עיבוד המידע ליחידות נוף

המידע המתקבל במודל התפוצה החזוי הוא בקנה מידה מפורט ביותר (10 מ'). לפירוט זה יתרונות רבים בעיקר אלו הקשורים למידע אודות העדפות בית הגידול של הפרא האסיאתי בנגב. אם זאת לקנה מידה מפורט יש גם חסרונות בעיקר אלו הקשורים לעודף מידע המקשה על ראיה של תופעות בקנה מידה גס יותר. לצורך כך החלטנו להציג את המידע המתקבל מן המודל גם בקנה מידה גס יותר וזאת על ידי מיצוע התוצאות ליחידות מרחביות גדולות יותר . היחידות המרחביות שנבחרו למטרה זו הן היחידות הגיאוגרפיות שהוגדרו בפרויקט מיפוי רגישות ליחידות גיאוגרפיות שנערך בשנת 2004 על ידי המשרד

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

להגנת הסביבה (קפלן ואידלמן, 2004). הצגת המידע המתקבל מן המודל ביחידות אלו, הנמצאות בשימוש במשרד להגנת הסביבה וברשות הטבע והגנים הלאומיים, מאפשר בחינה של התוצאות גם בקנה מידע גס יותר וגם מאפשר שימוש במפה ככלי ממשק לגופים המנהלים את השטחים הפתוחים באזורים אלו.

בנוסף נבחנו התוצאות בסקאלה נוספת עלי ידי ביצוע אגרגציה לתוצאות המודל כך שכל פיקסל במפת התוצר משקף את הערך הממוצע של כל הפיקסלים ביחידה של קילומטר רבוע.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

3. תוצאות

3.1 כללי.

במסגרת סקר הגללים הנרחב שנערך באזור המחקר ב-122 אתרי דיגום נמצאו 3232 מערומי גללים. ב-115 מאתרי דיגום מתוך סך כל 122 האתרים שנסרקו נמצאו גללים בשטח (94.2%). פיזור וצפיפות הגללים אינם אחידים במרחב ומצביעים על אזורים מועדפים יותר ופחות על הפרא במרחב הנגב (איור מספר 3.1).

3.1.1 צפיפות הגללים.

באתר הדיגום הסמוך ביותר לבורות לוץ נמצאה צפיפות הגללים הגבוהה ביותר בכל אזור המחקר (320 גללים ל 1500 מטר), באתר הדיגום הנמצא ממערב למפער נחל פארן נמצאו 124 גללים ובאתר הממוקם בנחל כרכום בסמוך למיצד כרכום נמצאו 109 גללים. בבחינת התוצאות אפשר להגדיר 3 מרכזי פעילות עיקריים לפרא באזור המחקר (אזורים שבהם מקבץ אתרים בעלי צפיפות גבוהה) (איור 3.1):

1- מרכז נחל פארן – אזור מפגש הנחלים פארן, כרכום וערוד.

2- עין סהרונים- מרכז מכתש רמון, נחל רמון, ובקעת ארדון.

3- בורות לוץ – נחל ניצנה ובורות לוץ.

בשבעה מתוך כלל אתרי הדיגום (5.8%) לא נמצאו גללים בכלל. חמישה מתוך האתרים האלו מצויים באזור שפך נחל פארן אל נחל הערבה (בסמוך לאזור מושב פארן) ובאר מנוחה ושני אתרים נוספים נמצאים בחלקם המזרחי של הנחלים נקרות ונחל מרזבה.

על פי אתרים אלו ובעזרת אתרים נוספים בעלי צפיפות גללים נמוכה אפשר להגדיר שני מרחבים שפעילות הפראים היחסית בהם מועטת מאוד:

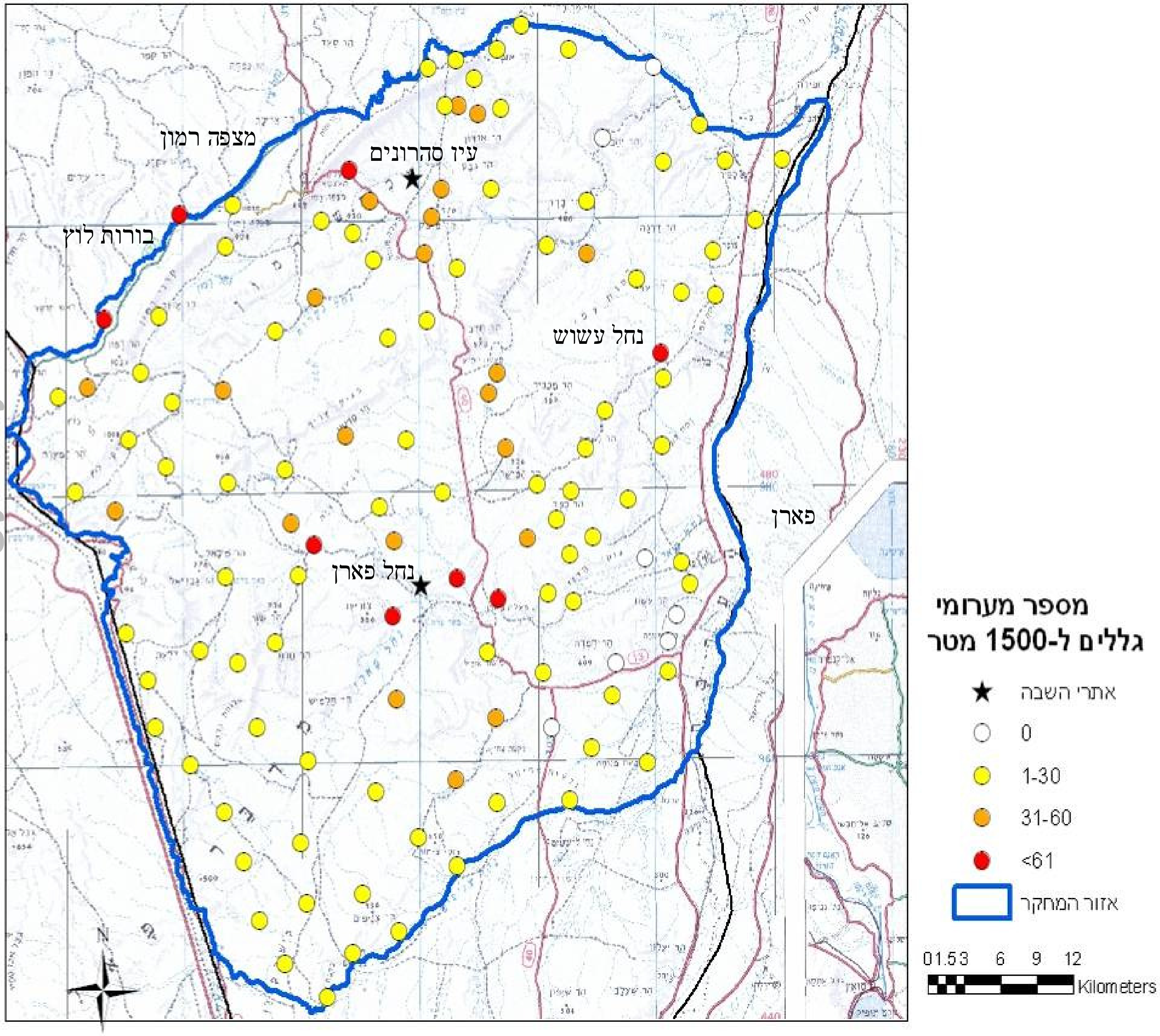
1-מזרח נחל פארן – שפך נחל פארן לנחל ערבה, הר מנוחה, הר עשת ובאר מנוחה (דרום מזרח אזור המחקר).

2-מזרח נחל נקרות- מפגש הנחלים פארן ומרזבה, חלקו הקניוני של נחל פארן, נחל צבירה והישוב ספיר (צפון מזרח אזור המחקר).

באתר הדיגום הנמצא ביובלו של נחל עשוש (נ.צ.210220\490104) נמצאה צפיפות גללים של 71 גללים ל 1500 מטר. צפיפות הגללים באתר זה גבוהה באופן מובהק מן הצפיפויות שנמצאו באתרים הסמוכים והסובבים את אתר זה (ממוצע של 20 גללים לאתר).

ניתוח פיזור הגללים על פי תיארוכם מראה שבשני האזורים שבהם נצפתה פעילות נמוכה של פראים וכן בראש נחל צניפים (דרום מערב אזור המחקר) לא נמצאו כלל גללים מהתקופה המיידית שלפני תהליך הדיגום.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library



איור 3.1- פיזור צפיפות הגללים במרחב אזור המחקר.

Figure 3.1- scats density spatial distribution in study area.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

3.1.2 בחירת משתנים מסבירים

בבדיקת רמת המתאם בין השכבות המסבירות באתרי התצפיות באזור המחקר נמצאו שבעה זוגות של שכבות מסבירות עם מקדם מתאם גבוהה מ- 0.8 (טבלה מספר 3.1). מקדם המתאם בין כל שאר זוגות המשתנים המסבירים נמצא נמוך מ-0.8.

משתנים מסבירים	מקדם המתאם
מרחק משקטות של רט"ג\ מרחק ממקורת מים קבועים ללא נזילות קווי מים	0.864
מרחק ממקורת מים קבועים ללא נזילות קווי מים\ מרחק מכלל מקורות המים	0.851
לחות ממוצעת\ ממוצע טמפרטורה באוגוסט	0.940
לחות ממוצעת\ ממוצע טמפרטורה ביום הכי קר בינואר	0.988
ממוצע טמפרטורה באוגוסט\ גובה טופוגרפי	0.981
לחות ממוצע\ גובה טופוגרפי	0.974
גובה טופוגרפי\ ממוצע הטמפרטורות ביום הכי קר בינואר	-0.944

טבלה מספר 3.1- מקדם המתאם על פי מבחן פירסון לזוגות משתנים מסבירים באתרי התצפיות. רק זוגות בעלי מקדם מתאם גבוהה (0.8 <) ומובהק (P<0.001) מוצגים בטבלה זו.

Table 3.1- Pearson correlation coefficients for pairs of variables. Only pairs with significant correlation values (>0.8, P<0.001) are presented.

בהסתמך על מבחן ההתאמה בין הגורמים המסבירים הוצאו מתהליך בניית המודלים שלושה גורמים מסבירים. המשתנים שהוצאו מתהליך זה הם: מרחק ממקורת מים קבועים ומעינות קטנים ללא נזילות של קווי מים, טמפרטורה ממוצעת של היום הקר ביותר בינואר ולחות ממוצעת.

3.2 מודל רגרסיה

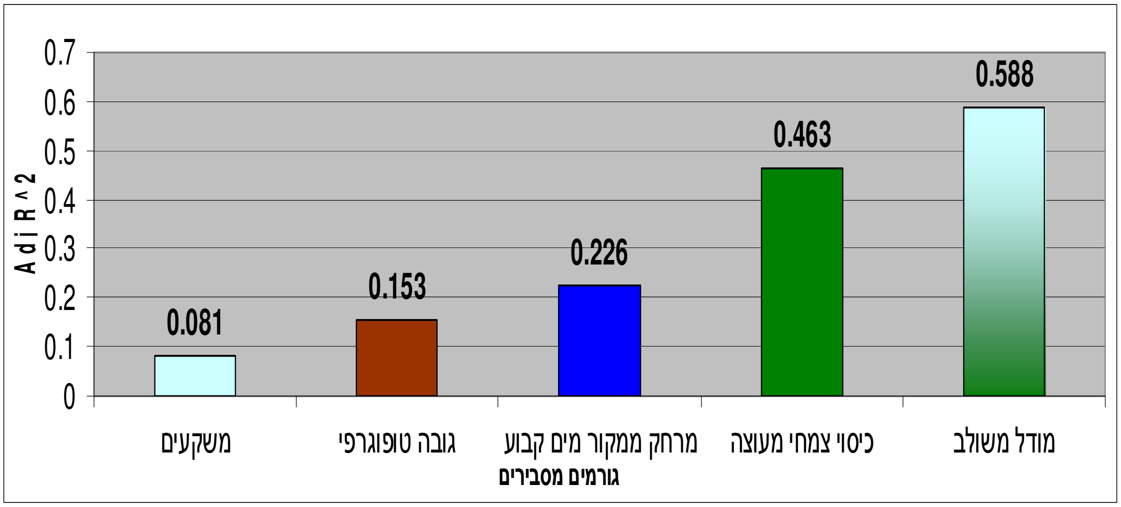
לצורך מציאת הקשר שבין צפיפות הגללים (נוכחות הפראים) לבין הגורמים האביוטיים והביוטיים המסבירים, בוצע ניתוח בשיטת רגרסיה ליניארית מרובה משתנים.

הגורמים שנמצאו כבעלי פוטנציאל להסברת השונות בצפיפות הגללים מבין כלל הגורמים המסבירים (טבלה 2.1) שנכללו במודל הם: כיסוי צמחי מעוצה, מרחק ממקורות מים קבועים (שקתות רשות הטבע והגנים), גובה טופוגרפי מעל פי הים וכמות משקעים שנתית ממוצעת.

בבדיקת מידת ההשפעה של כל אחד מהגורמים הנ"ל בנפרד על השונות בצפיפות נמצא שכיסוי צומח מעוצה הוא הגורם החשוב ביותר בקביעת תפוצת הפרא (איור מספר 3.2). ומרחק ממקורות מים קבועים הוא הגורם השני בחשיבותו.

בניתוח משולב לכל הגורמים הנ"ל בשיטת הרגרסיה מרובת המשתנים נמצא שארבעת המשתנים הנ"ל ביחד מסבירים 58.8 אחוז מכלל השונות בתפוצת הפרא (P=0.029) (איור 3.2). כאשר נוסחת הרגרסיה היא: **צפיפות הגללים** = 2.795+0.12(veg)+0.004(dem)+0.001(water)-0.021(rain)

התוצאות מצביעות על כך שברזולוציה גסה הפרא מעדיף באופן יחסי אתרים שבהם מצוי צומח מעוצה מרובה, סמוכים למקורות מים קבועים, גבוהים ומרובי משקעים.



איור מספר 3.2- גורמים מסבירים לתפוצת הפראים על פי מודל רגרסיה.

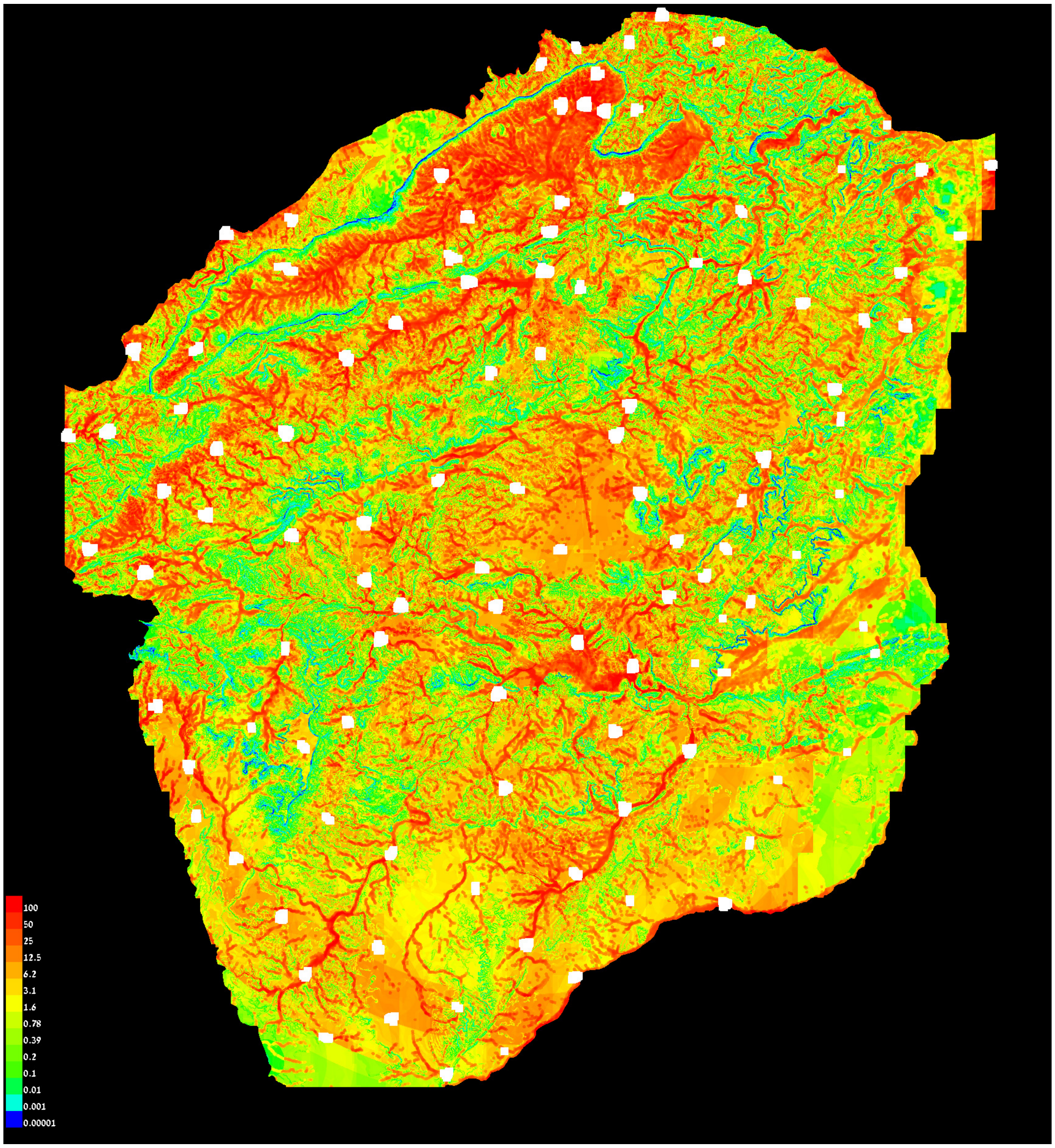
Figure 3.2- Explanatory variables for Asiatic wild ass distribution- regression model.

3.3 מודל מקסנט

מפת תפוצה הסתברותית.

התוצר העיקרי של מודלים לחיזוי תפוצת מינים הינו מפת התפוצה החזויה. מפה זאת מתארת את פוטנציאל הנוכחות של הפרא באתר מסוים ביחס לאחרים, בהתאם להתאמת בית הגידול. איור מספר 3.3 הינו מפת התפוצה החזויה ברזולוציה של 10 מטר לפרא האסיאתי באזור המחקר. ערכים גבוהים (צבע אדום) מסמנים אתרים שבהם הסיכוי להימצאותו של פרא גבוה לעומת ערכים נמוכים (צבע כחול) המסמנים אתרים שבהם הסיכוי להימצאותו של הפרא נמוכים. הערכים המספריים שמספק מודל המקסנט אינם אומדנים להסתברות המוחלטת לנוכחות פרא באתר מסוים אלא אומדנים להסתברות היחסית בהשוואה לאתרים אחרים. המשולשים בצבע לבן מסמנים את אתרי הדיגום שבהם נאספו תצפיות גללים. הגדרה מדויקת יותר קובעת שכל ערך של תא מעיד על התאמת האתר לנוכחות הפרא או במילים אחרות התאמת האתר להתבססותו של הפרא ביחס לאזור אחר.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library



איור מספר 3.3- מפת תפוצה הסתברותית ברזולוציה של 10 מטר לפרא האסיאתי בנגב.

Figure 3.3- High resolution (10m') spatial probability distribution map for the

בבחינת תוצאות המודל על פי מפת התפוצה החזויה אנו רואים שאין דגם אחיד וברור של אזורים מועדפים על הפרא במרחב כולו. מפת התפוצה החזויה 'מגורענת', כלומר קיימים אתרים בעלי הסתברויות נמוכות מאד וגבוהות מאד למציאת הפרא בכל רחבי האזור. והמגמות המשתקפות ממנה באות לידי ביטוי בסקאלה מקומית.

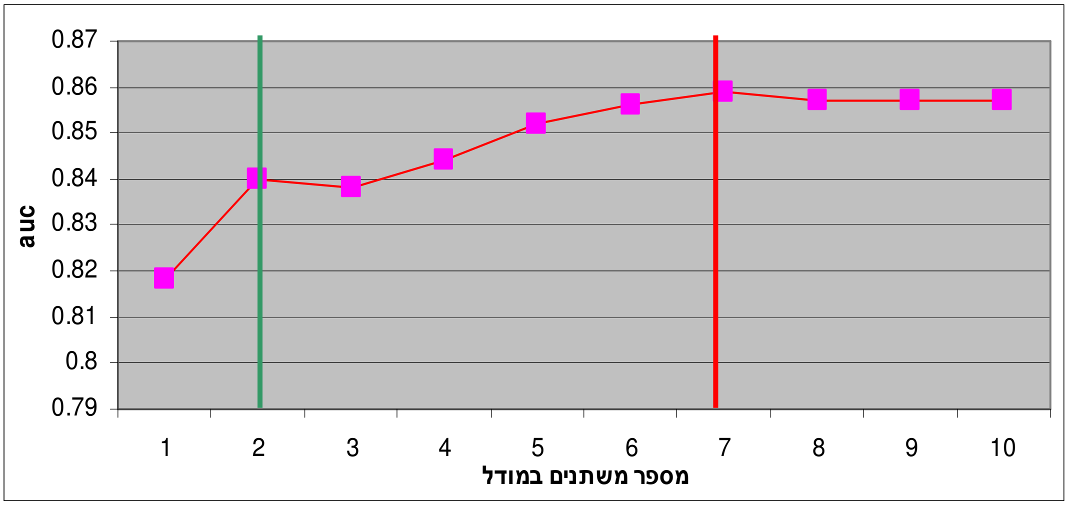
למרות האמור לעיל, ישנם מספר אזורים היוצרים רצף של אתרים בעלי ערכים גבוהים: אזור מכתש רמון, אזור מפגש הנחלים: פארן, כרכום וערוד, אזור מעלה נחל נקרות ואזור בורות לוץ. אזורים אלו הם מרכזי פעילות עיקריים בהם ישנה\חזויה פעילות מוגברת של הפרא האסיאתי.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

במקביל, ניתן להגדיר מספר אזורים שבהם קיימת רציפות של שטחים בעלי ערכים נמוכים: שפך נחל פארן אל הערבה, דרומית להר כרכום, באר מנוחה ומזרח הרמון. פעילות הפרא באתרים אלו הינה נמוכה. ברמת הסקאלה המקומית ניתן להבחין בהשפעה הגדולה של הנחלים על תוצאות המודל. מרבית האזורים בעלי ערכים גבוהים מצויים בנחלים וזאת בעקבות החשיבות הגדולה של הימצאות צומח מעוצה ושיפוע מתון לתפוצתו של הפרא.

3.3.1 בחירת המודל (model selection)

מטרתו של תהליך בחירת המודל הינה בחירתו של המודל היעיל ביותר מתוך מספר מודלים אפשריים. באיור מספר 3.4 ניתן להבחין שבהרצת המודל הראשונית הכוללת עשר משתנים ערך ה AUC שהתקבל עמד על 0.857. לאחר הוצאת שלושה משתנים: שטחי אש, כמות משקעים שנתית ממוצעת ושמורות טבע, עלה ערך ה AUC ל- 0.859. הוצאתם של שלושת המשתנים הנ"ל חיזקה את המודל בכך שהוא מסתמך על עשר משתנים פחות מן המודל הראשוני ואף שיפרה את איכותו.
בבחינת ערכי ה-AUC אפשר כאמור לראות שמודל המבוסס על שבע משתנים בלבד (פירוט המשתנים בהמשך) מעניק את הערך הגבוה ביותר (0.859) ולכן הוא זה שנבחר כמודל הסופי לחיזוי תפוצת הפראים ולהסברת הגורמים המשפיעים על תפוצתם בנגב .



איור מספר 3.4- בחירת המודל- השתנות ערכי AUC כפונקציה של מספר המשתנים במודל.

Figure 3.4- Model selection-changes in AUC value as function of number of variables in the model

עובדה נוספת ומעניינת המשתקפת מגרף בחירת המודל הינו ערך ה AUC הגבוה של 0.84 (קו ירוק) המתקבל ממודל הכולל אך ורק שני משתנים: צומח מעוצה ושיפוע המדרון, אך מכוון שאחת ממטרותיה העיקריות של עבודה זאת היא הבנת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפראים ולא רק יצירת מפת תפוצה, הוחלט על יצירת המודל עם שבע המשתנים כמתואר קודם לכן.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

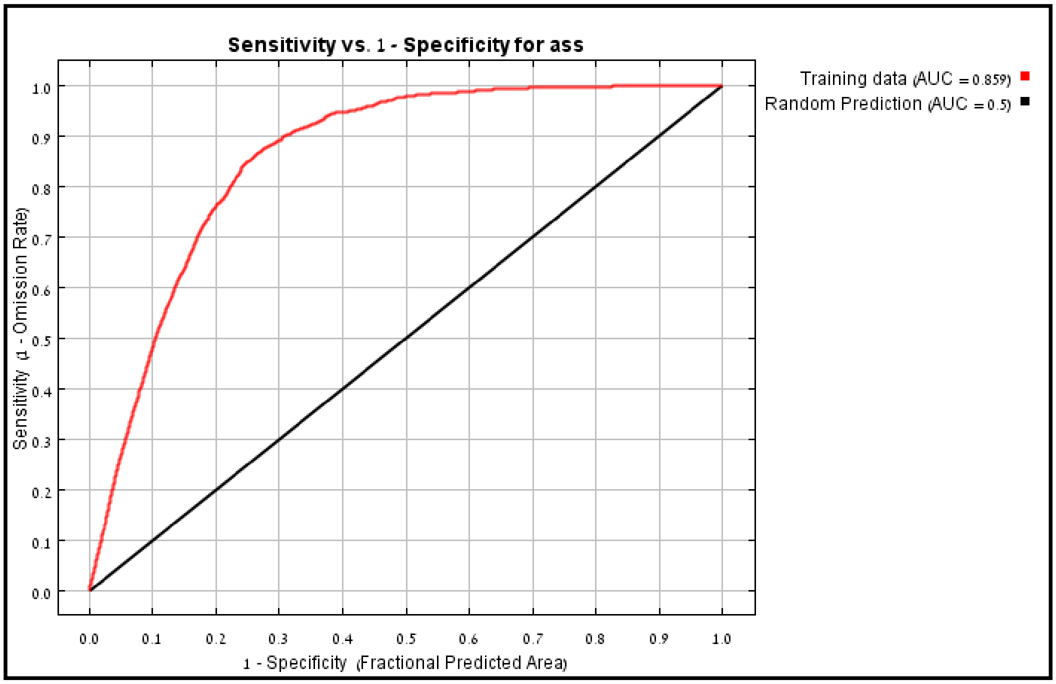
© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

3.3.2 אימות המודל

אימות המודל התבצע בשתי שיטות בלתי תלויות: האחת בעזרת עקומת AUC והשני בעזרת אימות צולב.

3.3.2.1 אימות בעזרת ROC.

ערכי ה-AUC מהווים מדד כולל לדיוקו של המודל וזאת ללא תלות בערך סף ספציפי. איור מספר 3.5 מתאר את עקומת ה-ROC במודל זה (ככל שהעקומה צמודה יותר לפינתו השמאלית עליונה של הגרף כך יכולת החיזוי של המודל גבוהה יותר). ערכי ה AUC המתקבלים במודל זה עומדים על 0.859 ומצביעים על מודל יציב המוגדר טוב-טוב מאוד.



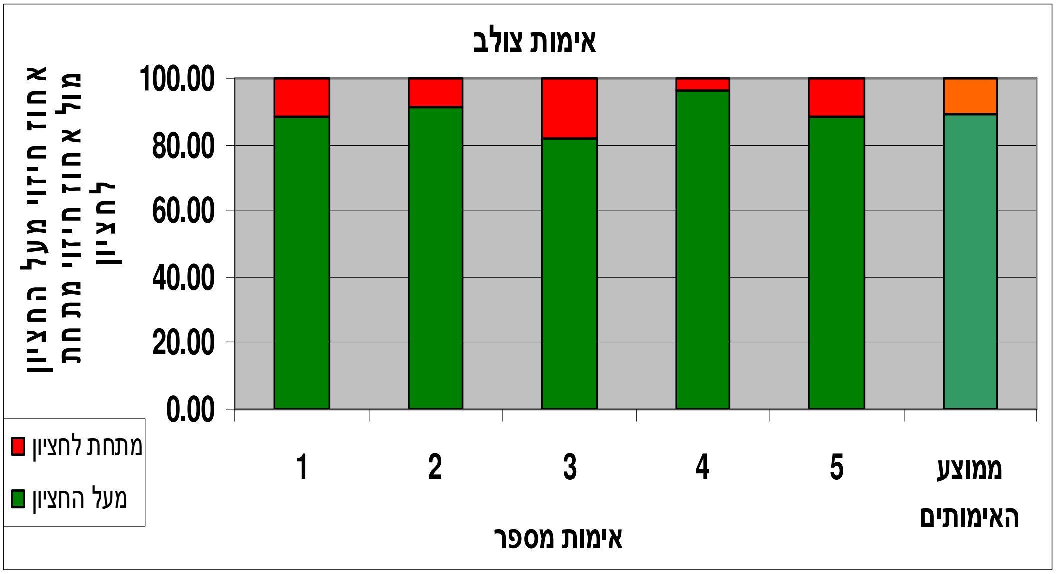
איור מספר 3.5- עקומת ROC למודל התפוצה ההסתברותי.

Figure 3.5- ROC curve for habitat distribution model.

3.3.2.2 אימות צולב (cross validation)

תהליך האימות הצולב כלל 5 הרצות מודל נפרדות ובלתי תלויות של 75% מהתצפיות, בכל הרצה נבדקה היכולת של המודל לחזות ערכי הסתברות גבוהים לאתרים בהם נצפתה נוכחות גללים אך שהוצאו קודם לכן מבנק התצפיות (25% מהתצפיות).

ההצלחות בחיזוי נעו בין 82% לבין 96% (איור 3.6) אחוז ההצלחה הממוצע בחיזוי לכל חמשת הרצות האימות היה 89.15. נתונים אלו מצביעים על חוזקו של המודל בחיזוי תפוצת הפרא.



איור מספר 3.6- אחוז הצלחה\כישלון בחיזוי המודל של 25% מסך תצפיות המודל (5 הרצות).
ערך הגבול בן הצלחה לכישלון נקבע כערך החציוני של סך ערכי מפת ההסתברות שכן הוא מייצג את גבול האקראיות.

Figure 3.6- Percent of success vs. failing in models predicting 25% of models records (five iterations).

3.3.3 תרומת המשתנים המסבירים.

תרומתו היחסית של משתנה זה או אחר למודל נקבע על פי מספר האילוצים שנקבעו בעזרתו בעת בניית המודל. משתנה שבעזרתו נקבעו מספר רב יותר של חוקים סטטיסטים\ אילוצים יקבל ניקוד גבוה.

טבלה מספר 3.2 מפרטת את תרומתם היחסית של כל משתנה ומשתנה להגדרת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפראים בנגב.

סדר החשיבות	שם המשתנה המסביר	התרומה היחסית (אחוזים)
1	צפיפות צומח מעוצה	47.5
2	שיפוע מדרון	29.1
3	טמפרטורה יומית ממוצעת באוגוסט	9.1
4	מרחק ממים	3.9
5	גובה טופוגרפי	4.3
6	מרחק מישובים ובסיסים	3.8
7	מרחק מכבישים	2.2

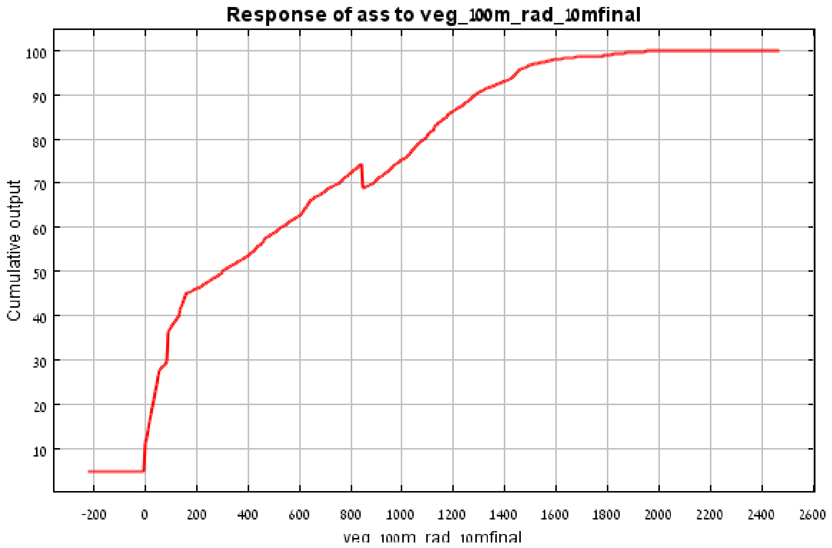
טבלה מספר 3.2-המשתנים המסבירים במודל מקסנט ותרומתם היחסית.

Table 3.2- Explanatory variables and their relative contribution to Maxent model.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

צומח מעוצה:

הצומח המעוצה הינו הגורם החשוב ביותר לתפוצת הפרא על פי תוצאות המודל וחשיבותו היחסית כמעט משתווה לכל שאר המשתנים גם יחד (47.5%). איור מספר 3.7 מתאר את צורת ההשפעה של אחוז כיסוי הצומח המעוצה על תפוצת הפרא או במילים אחרות את התאמתו של האתר לפרא כפונקציה של כיסוי הצומח המעוצה.



איור מספר 3.7- השפעת הצומח המעוצה על תוצאות המודל. ציר X מתאר צפיפות צומח מעוצה (סולם של 0-2550 תאים ברדיוס 200 מטר). ציר Y מתאר את התרומה המצטברת לתוצאות המודל.

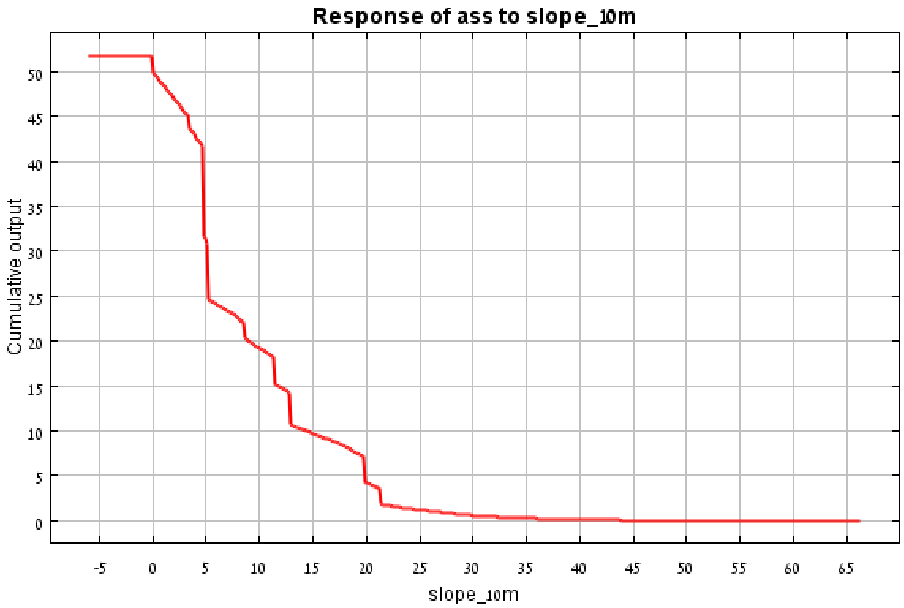
Figure 3.7- Contribution of vegetation cover to model result (scale of 0-2550 cells in 200m' radius).

מגרף זה עולה שכאשר כיסוי הצומח עולה, כך גדל הסיכוי להימצאותו של פרא. ניתן להבחין שבסביבות הערך 1800 (כ- 72% כיסוי צומח מעוצה) ישנה התייצבות של המגמה (רוויה), כך שמעל לערך זה אין השפעה לגידול נוסף באחוז בכיסוי על הסיכוי להימצאות הפרא.

שיפוע המדרון:

תלילות המדרון הינו הגורם השני בהשפעתו על תפוצת הפרא במרחב (29.1 %) תרומה). איור מספר 3.8 מתאר את הקשר בין שיפוע המדרון לבין תרומת משתנה זה לחיזוי המודל. מגרף זה עולה שככל ששיפוע המדרון נעשה תלול יותר (עליה בזווית המדרון) כך הסיכוי להימצאותו של הפרא קטן יותר או במילים אחרות הפרא מעדיף אזורים מתונים על פני אזורים תלולים. בשיפועים תלולים מעשרים מעלות הסיכוי להימצאותו של פרא נמוך ביותר. נקודה ראויה לציון היא העבודה לא נדגמו אתרים ששיפוע המדרון בהם גדול מ-30 מעלות (סעיף 2.2) ולכן גרף התגובה מעל ערך זה מבוסס אך ורק על אקסטרפולציה.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library



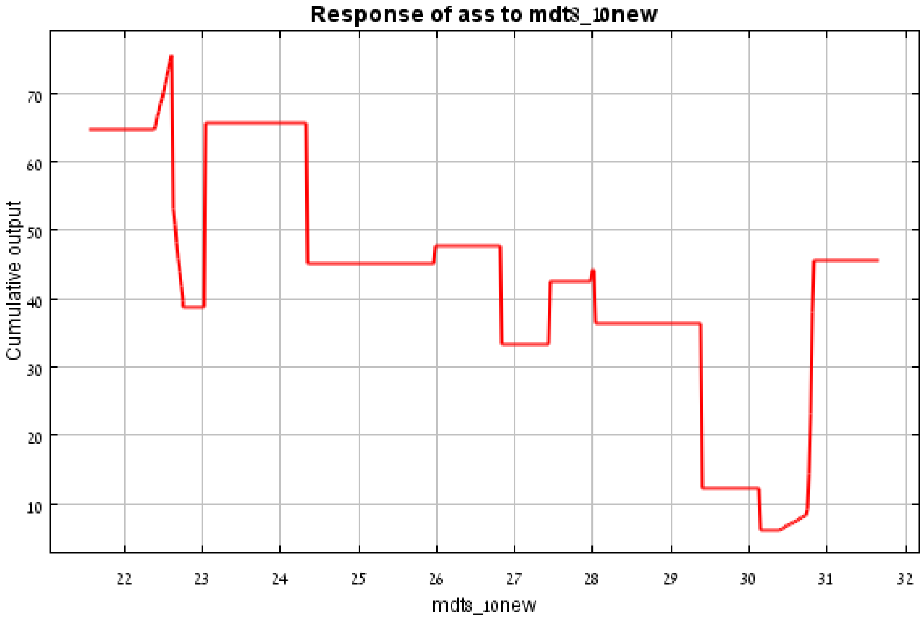
איור מספר 3.8- השפעת שיפוע המדרון על תוצאות המודל. ציר X מתאר את שיפוע המדרון במעלות. ציר Y מתאר את התרומה המצטברת לתוצאות מודל.

Figure 3.8- Contribution of slope angel to model result.

הקשרים שבין חמשת המשתנים המסבירים הנוספים: ממוצע טמפרטורה יומית בחודש אוגוסט, מרחק ממקורות מים קבועים, גובה טופוגרפי, מרחק מישובים ובסיסים ומרחק מכבישים, לבין ההסתברות להימצאות הפרא חלשים יותר, ומתאפיינים בדגם כאוטי (דוגמה באיור 3.9). עקומות התגובה מצביעות על האפקט השולי בשינוי של משתנה בודד אחד ולעומת זאת המודל מנצל סט של משתנים המשתנים יחדיו לחישוב הסתברות התפוצה. קביעת מגמת ההשפעה מורכבת יותר במקרים אלו שכן אין אנו יכולים בוודאות לקבוע האם הגרף ללא מגמה אחידה בעקבות ערכים קיצוניים יוצאי דופן, לא ניתן לצייר את המגמה בשני ממדים או שהמשתנה מושפע מקורולציה גבוהה עם משתנה אחר.

התגובות של משתנים אלו מופיעות בנספח מספר 4.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library



איור מספר 3.9- השפעת הטמפרטורה הממוצעת של היום החם ביותר על תוצאות המודל- דוגמה לגרף תגובה עם דגם כאוטי.

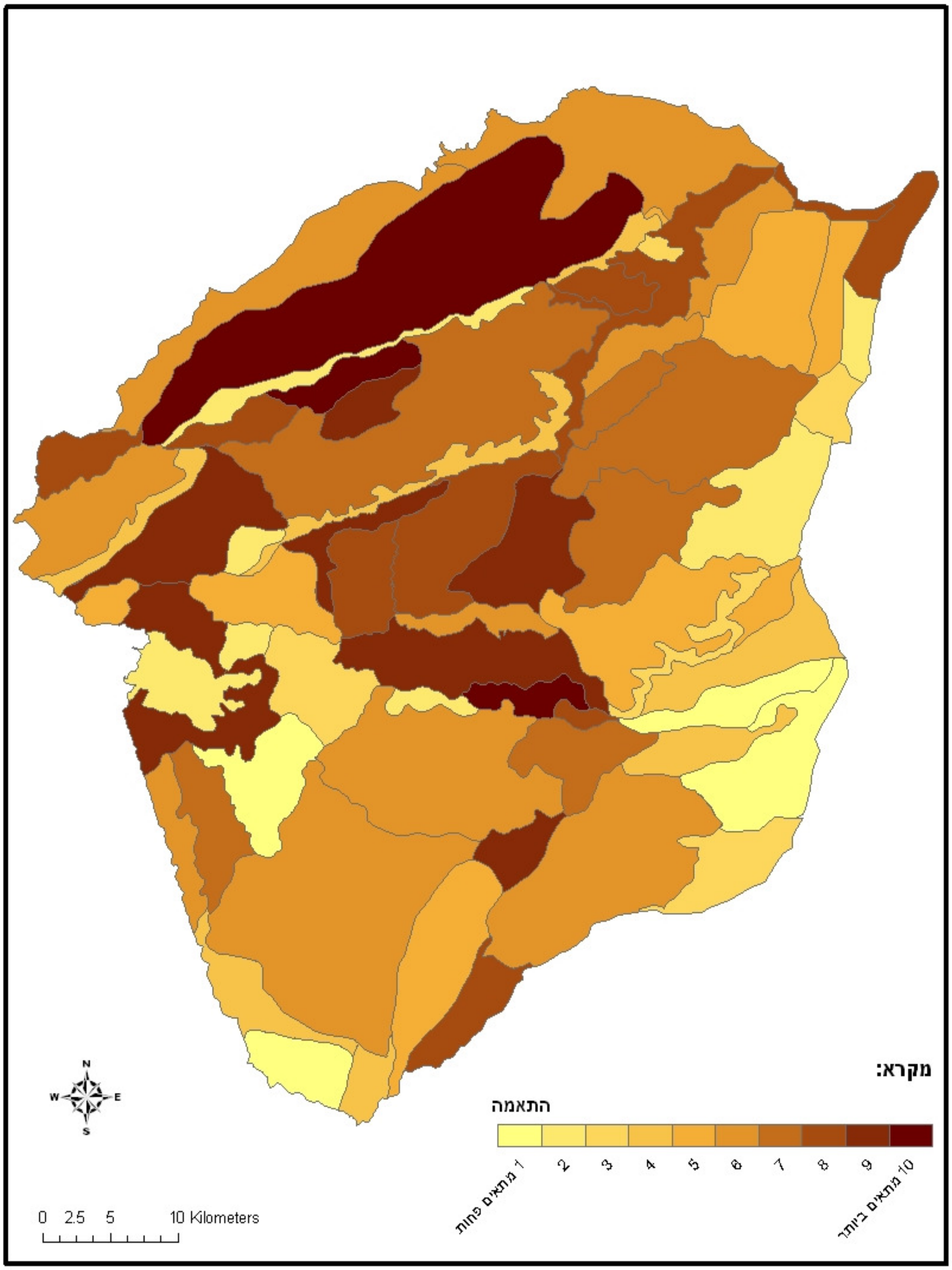
Figure 3.9- Contribution of average temperature of the hottest day to model result- chaotic pattern.

3.3.4 מפת אזורים גיאוגרפים והתאמתם לפרא.

על מנת שניתן יהיה ליצור שפה משותפת עם הגורמים המתכננים והמנהלים את אזור הנגב השתמשתי במפת היחידות הגיאוגרפיות של המשרד להגנת הסביבה (קפלן ואידלמן, 2004). איור מספר 3.10 מתאר את התאמתם הממוצעת היחסית של היחידות הגיאוגרפיות לפרא על פי הערכים שהתקבלו ממודל התפוצה ההסתברותי. במפה זו בולטת ההתאמה הממוצעת של הפרא לאזור מכתש רמון ומפגש הנחלים פארן וערוד לעומת התאמה נמוכה באזורי הערבה.

ניסיון נוסף לבחינת התוצאות בקנה מידה רחב יותר הוא ביצוע איחוד של תאים וקביעת ערך אחד על פי ממוצע התאים. נספח מספר 5 מציג את תוצאות המודל של מפת התפוצה החזויה ברזולוציה של קילומטר רבוע.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library



איור מספר 3.10- התאמת יחידות גיאוגרפיות לפרא האסיאתי בנגב.

Figure 3.10- Geographic units suitability for the Asiatic wildass.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

3.4 השוואה בין מודלים.

כיסוי הצומח מהווה את הגורם המשפיע ביותר בשני המודלים (מודל הרגרסיה בסקאלה אזורית ומודל המקסנט בסקאלה מקומית, טבלה 3.3). לעומת זאת בסקאלה האזורית ישנה השפעה גם למרחק ממקור המים הקבוע ולגובה הטופוגרפי ואילו במודל של סקאלה מקומית שיפוע המדרון טמפרטורה יומית בחודש אוגוסט הם הגורמים המשפיעים לאחר הצומח המעוצה. חשוב לציין כי גורמים מסבירים רבים לא נכללו הן במודל הרגרסיה והן במודל מקסנט (רשימת כלל השכבות המסבירות בטבלה מספר 2.1)

סדר החשיבות המשתנה	מודל רגרסיה- סקאלה אזורית	מודל מקסנט- סקאלה מקומית
1	כיסוי צומח מעוצה	כיסוי צומח מעוצה
2	מרחק ממקור מים קבוע	שיפוע מדרון
3	גובה טופוגרפי	טמפרטורה יומית ממוצעת של באוגוסט
4	משקעים	מרחק ממים
5		גובה טופוגרפי
6		מרחק מישובים ובסיסים
7		מרחק מכבישים

טבלה 3.3 - הגורמים המשפיעים על תוצאות המודל- השוואה בין שני סוגי המודלים\סקאלות.

Table 3.3- Explanatory variables and their relative contribution- model comparison.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

4. דיון

4.1 פיזור וצפיפות הגללים

הימצאותם של גללים בכל מרחב אזור המחקר (איור 3.1) מעידה בראש ובראשונה על יכולתו של הפרא להתקיים, אפילו אם לפרקי זמן מסוימים בלבד, בכל מרחב התנאים השוררים באזור. מלבד אזורים מצומצמים ביותר (למשל באזור המושב פארן) אין אזור ממנו נעדר הפרא באופן מוחלט. מאידך, השונות הרבה שנמצאה בצפיפות הגללים במרחב (מגללים בודדים עד ל-320 מערומים בבורות לוץ) מעידה על בחירה של בית גידול המועדף מתוך כל האזור.

שלושה אזורים שבהם נרשמה פעילות אינטנסיבית של הפרא (מרכז מכתש רמון, מפגש נחל פארן וכרכום, ואזור בורות לוץ) הוגדרו כמרכזי פעילות, אלו אזורים שבהם נמצאו מספר אתרים סמוכים גיאוגרפית בהם צפיפות הגללים הממוצעת והמצטברת גדולה. שניים מאתרים אלו, נחל פארן ומרכז מכתש רמון חופפים לאתרי השחרור של הפרא ובכל אחד מאזורים אלו מצוי מקור מים קבוע (שוקת של רט"ג). על פי תוצאות עבודה זאת שילוב התנאים של מקור מים קבוע, צומח מרובה ותנאי שטח נוחים (אזור מתונים) הם הגורמים לריכוז פעילות הפרא באזורים אלו.

נשאלת השאלה האם לעובדה שאוכלוסיית הפראים היא אוכלוסיה מושבת, שהושבה בשני אתרים בלבד במרכז הנגב, ישנה השפעה על התפוצה המרחבית שלה כיום ? וכן האם באמת קיים זיכרון (King and Gurnell 2005) אצל הפראים הקושר אותם אל אתרי ההשבה ? קיימות לפחות שלוש ראיות המצביעות על כך שנקודות ההשבה אינן גורם המגביל את תפוצת הפרא או משפיע עליה. ראשית יש לזכור שתהליך ההשבה אל הטבע החל לפני כ-30 שנה (1982), והזמן הארוך שחלף מאז סביר כי החליש את הזיקה לנקודות השחרור הראשוניות. שנית, הימצאותם של גללים בכל מרחב האזור מעידה על כך שהפרא "ניסה" מקומות חלופיים ולכן הבחירה הייתה בידו, בעוד שאילו היו נמצאים גללים רק סביב אתרי השחרור – היה ברור שהפרא קשור לאתרים אלו ולא ביקר ובדק אתרים אחרים. שלישית, בשתי הסקאלות שנבדקו בעבודה זו, לא נמצא קשר ישיר ומובהק בין מקום נקודת ההשבה לבין נוכחות הפראים.

במחקר שערכו זלץ וחובריו (Saltz et al. 2000) נמצא קשר הדוק בין גודל האוכלוסייה של הפראים במכתש רמון לבין המבנה החברתי, גודל הטריטוריות וכן לאופי השימוש במרחב. מכיוון שזכרי הפראים טריטוריאליים (Klingel 1977;Rubenstein 1982) וגודל הטריטוריות ומספרם תלוי בגודל האוכלוסייה ובמספר הזכרים שמגיעים לבגרות (Saltz et al. 2000) ישנו קשר בין גודל האוכלוסייה לבין תפוצת הפראים. קשר נוסף שבין גודל האוכלוסייה לתפוצה נובע מיכולתו של השטח להכיל מספר מסוים של פרטים בהתאם לכושר הנשיאה של השטח (Fritz and Duncan 1994). באוכלוסיית הפראים שהושבה לטבע, שיתכן ועדין נמצאת בתהליך התבססות במרחב (establishment process), תחום התפוצה שהתקבל עפ"י סקר הגללים מעיד על נוכחות של הפרא, אפילו אם לפרקים, בכל רחבי האזור הנבדק, ויכול להצביע על ניסיונות חוזרים ונשנים למצוא אזורי מחייה חדשים ו\או טריטוריות חדשות.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

צפיפות הגללים שנרשמה באתר הדיגום בנחל עשוש (71 מערומים ל-1500 מטר, איור 3.1) גבוהה באופן קיצוני מממוצע הצפיפויות שהתקבלו באתרי הדיגום הסמוכים לאתר זה (25~ מערומים ל- 1500 מטר). עובדה זאת יכולה להיות מוסברת על ידי כך שבית הגידול המקומי באתר זה, העשיר בצומח מעוצה וכולל מספר רב של עצים מפותחים, ייחודי ושונה מסביבתו. נתון זה מדגיש את החשיבות של בחירת המיקומים של אתרי הדיגום וכן את חשיבות עריכת מחקר במספר סקאלות לבחינת הגורמים המשפעים על תפוצת הפרא. שכן אתרים ספציפיים בעלי מאפיינים ייחודיים, כגון אתר זה בנחל עשוש, יכולים שלא לבוא לידי ביטוי כאשר מערך הדיגום מוטה, מספר אתרי הדיגום מועט ופריסת אתרי הדיגום אינה סדורה (ראה סעיף 4.5). ניתוח אזורי הדיגום שבהם לא נמצאו גללי "טריים" (שפך נחל נקרות, שפך נחל פארן וראש נחל צניפים) יכול ללמד על אזורי פעילות ש"ננטשו" על ידי הפראים, על עונתיות בתפוצת הפראים או השפעה של תחום התפוצה כתלות בגודל האוכלוסייה (Saltz et al. 2000). ביקורים חוזרים בעונות שונות בעתיד יאפשרו מענה על חלק משאלות שאלות אלו.

4.2 מודל בקנה מידה אזורי-רגרסיה

בבדיקת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפרא בקנה מידה אזורי בולטת מאוד חשיבותו של הצומח המעוצה (יכול לבדו להסביר 0.46 אחוז מהשונות בצפיפות הגללים). בבחירת אזורי המחייה יעדיף הפרא אזורים שבהם אחוז כיסוי צומח מעוצה גבוה. תוצאות אלו מחזקות את ממצאם של הנלי וחובריו (Henley and Ward 2006;Henley et al. 2007) שקבעו שהפרא מעדיף אתרים בעלי עושר מיני צומח גבוה וכן אזורים בעלי אחוז כיסוי צמחי רב.

מכיוון שהפרא יונק גדול שהמבנה הפיסיולוגי שלו אינו מאפשר צריכת מים מצמחים, תלוי הפרא במקורות מים כמים לשתייה (Saltz et al. 2000) ומכיוון שהנגב הינו מדבר צחיח קיצוני אין זה מפתיע שמרחק ממקורות המים הינו הגורם השני בחשיבותו בקנה מידה זה (יכול להסביר לבדו 0.226 אחוז מהשונות בצפיפות הגללים). תלותו של הפרא במקורות מים, במיוחד סביב עונת ההמלטה (מרץ-אפריל), היא מוחלטת (Saltz et al. 2000)ומכיוון שטווח התנועה היומי של הפרא מוגבל- עד כ-20 ק"מ לכיוון. (Saltz et al. 2000) אין הוא יכול להרשות לעצמו להתרחק יתר על המידע ממקורות המים. בגלל אופי השטח ומספר מקורות המים הקבועים המצומצם, יש להניח שבתקופות היבשות יותר (יוני-ספטמבר) מתרכזים הפראים סביב מקורות אלו ואילו בעונות שבהם מקורות המים הזמניים, בעיקר הגבים, מתמלאים, מתפזרים הפראים למרחקים רחוקים יותר. חשיבותם של מקורות המים בקביעת אזורי הפעילות של האוכלוסייה משתקפת בבירור מתוצאות הניתוח הסטטיסטי בעבודה זאת. בעבודתם זלץ וחובריו (Saltz et al. 2000) מצאו שמקורות המים הנקודתיים לא נכללו בטריטוריה של זכר ספציפי שכן מלאכת ההגנה על טריטוריה כזו היא בלתי אפשרית לאורך זמן, אלא הטריטוריות נקבעו סביב מקורות המים כך שמקור המים נמצא בנקודת ההשקה של מספר טריטוריות. כמו כן הם קבעו שרמת הפעילות, במקור המים הייתה נמוכה יחסית. אפשר להסביר אי התאמה זאת בקנה המידה הנבדק. בעוד זלץ וחבריו בדקו את רמת הפעילות במקור המים ברמת הפרט, בעבודה זו בדקתי את ההשפעה המרחבית

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

של מקורות המים ברמת האוכלוסייה. תוצאות עבודה זו מצביעות על כך שמקורות המים משמשים כמרכזי פעילות בקנה מידה אזורי לאוכלוסיית הפראים.

גובה טופוגרפי (0.153% מהשונות) ומשקעים (0.081% מהשונות) נמצאו גם הם כבעלי פוטנציאל להסביר את השונות בצפיפות הגללים. תוצאות מודל הרגרסיה המשולב מצביעות על כך שהפרא האסיאתי מעדיף בקנה מידה אזורי את אזורי הנגב והערבה בהם אחוז כיסוי צמחי גבוה, קרובים למקורות מים קבועים, אזורים שגובהם הממוצע גבוה יחסית ואזורים שבהם כמות המשקעים היחסית גבוהה.

הנחת היסוד שלי בבניית המודל הייתה שמערכת הגורמים המשפיעים על תפוצת הפרא מורכבת למדי והאפשרות להסביר חלק ניכר ממנה בעזרת גורמים בודדים תהיה בלתי אפשרית. אחוז השונות הגדול המוסבר במודל המשולב (58.8) הוכיח שהנחת יסוד זו אינה נכונה ומסתבר שדרישות בית הגידול של הפרא האסיאתי, בקנה מידה אזורי, פשוטות יחסית למידול ולהסבר.

לצורך מיפוי בתי גידול בקנה מידה רחב של הפרא הטיבטי (*Equus kiang*), מין הנפוץ באזור טיבט ונפאל שעד לפני מספר שנים נחשב כתת מין של הפרא (Ryder and Chemnick 1990), נדרשו שארמה וחובריו (Sharma et al. 2004) להגדיר את מאפייני בית הגידול של מין זה. על פי ידע מומחים וסקירת ספרות נבחרו התנאים הבאה: שיפוע מתון של עד 15 מעלות, אזורים עם כיסוי צומח עשבוני ושיחים, בקרבת מקורות מים ואזורים נמוכים טופוגרפית (ההרים באזור זה מעל גובה מסוים מושלגים). תוצאות המחקר שערכתי מחזקות חלק ניכר מהנחות יסוד אלו, ומצביעות על דמיון רב בין דרישות בית הגידול של מינים אלו.

4.3 מודל בקנה מידה מקומי- MAXENT

מפת התוצר שהתקבלה ממודל התפוצה המרחבי מאפשרת לנו לבחון בדיוק גבוה את התאמתו היחסית של כל אתר (ברזולוציה של 10 מ') למחיית הפרא. התמונה "המגורענת" המתקבלת מאיור מספר 3.3 מדגישה את החשיבות של ניתוח נתונים בקנה מידה מדויק. תמונת מצב מדויקת של העדפות בית הגידול מאפשרת בראש ובראשונה מידע פרטני אודות המין ושנית מאפשרת לבצע הכללה מרחבית מושכלת לצורך קביעת אזורים מועדפים למין. זאת בשונה מעבודה בקנה מידה רחב המחייבת הכללת שטחים גדולים, שלהם לעיתים חשיבות שונה למין הנבדק, בשל סמיכותם.

הגורם הראשון והמשמעותי ביותר במודל בסקאלה מקומית בדומה למודל בסקאלה אזורית הוא אחוז כיסוי של צומח מעוצה. תרומתו היחסית (47.5%) דומה לתרומתם היחסית של כל שאר המשתנים יחדיו. בגרף התגובה (איור 3.7) המתאר כיצד המשתנה של אחוז כיסוי הצומח המעוצה משפיע על חיזוי המודל, ניתן לראות יחס ישיר בין אחוז הכיסוי לבין רמת ההשפעה. יחס זה מתמתן בצורה חדה בנקודת הרוויה (החל מ 72% כיסוי). משמעותה של נקודה זו היא שגידול נוסף באחוז הכיסוי שמעל 72% לא ישפיע על התאמתו לפרא וזאת כנראה מכיוון שתוספת בכמות הצומח מעבר לסף מסוים הינה שולית לצרכי הפרא.

הגורם השני בהשפעתו על המודל בסקאלה מקומית הוא שיפוע המדרון (תרומה יחסית של 29.1%). בבחינת עקומת התגובה של תוצאות המודל לשיפוע המדרון (איור 3.8) ניתן להבחין בקשר ההפוך בין תלילות המדרון לבין רמת ההשפעה על חיזוי המודל. בשיפועים מתונים, עד לעשרים מעלות, ההשפעה על

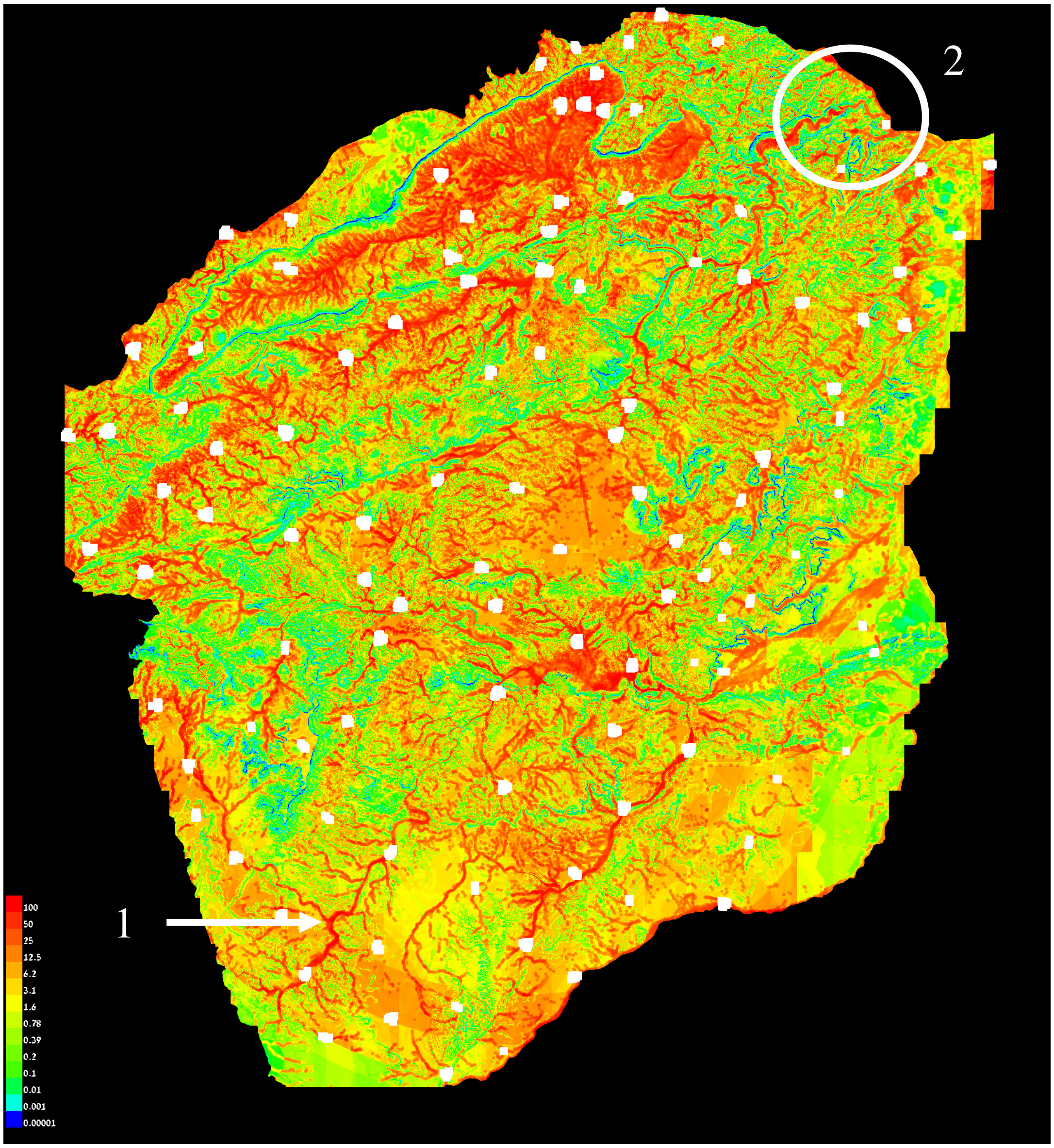
© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

חיזוי המודל גבוהה, אך מעל לערך זה, ככל שהשיפוע תלול יותר כך רמת ההשפעה על המודל קטנה (כלומר,אין השפעה של תלילות נוספת על תוצאות המודל). מכאן ניתן להסיק שהפרא מעדיף פני שטח מתונים על פני תלולים ובשיפועים תלולים מ-20 מעלות הסיכוי להתבססותו של הפרא קטנה ביותר. ממצא זה עולה בקנה אחד עם המידע המצוין בעבודתם של הנלי וחובריו (Henley et al. 2007) שציינו שהפרא נמנע מלהימצא באזורים שבהם שיפוע פני השטח גדול מ-10 מעלות. את ההעדפה לאזורים מתונים אפשר לנסות ולהסביר בכמה מימדים: 1. קושי פיזיולוגי בתנועה באזורים משופעים\מצוקים. 2. קורלציה גבוהה בין אזורים מתונים לגורמים נוספים הכרחיים כמו סוג צומח מועדף בדיאטה (עשבוניים) (Henley and Ward 2006). 3. חיסכון אנרגטי (Parker et al. 1984). אלמנט החיסכון האנרגטי הוא יסוד חשוב בתיאוריית השיחור האופטימאלית (Optimal Foraging)- "פעילות שיחור המזון צריכה להמשך כל עוד הרווח הנוצר ליחידת זמן\מזון גדול מההפסד האנרגטי הכרוך ברכישת אותה יחידה" (MacArthur 1972). בעל החיים צריך לפצות את עצמו באנרגיה רבה על פעילות גופנית ולכן יבחר מסלול שיחור אופטימאלי. פארקר וחובריו (Parker et al. 1984) קבעו שלצורך הרמת גופו של חמור הבית לגובה של מטר אחד דרושה אנרגיה של 5.9 kcal. בתנאי שטח משופעים יאלץ הפרא לבזבז אנרגיה רבה, וכך אפשר להבין את בחירתו להימנע מאזורים אלו.

במפת התוצר (ראה העתק של מפה זו באיור 4.1) ניתן להבחין בקלות בערוצי הנחלים על פי הערכים הגבוהים שקיבלו אתרים אלו (ראה סימון מספר 1 במפה זו). בערוצי הנחלים מתקיימים שני הגורמים שנמצאו כמשפיעים ביותר על תוצאות המודל: ריבוי צומח מעוצה ושיפועים מתונים. צירוף תנאים זה מתקיים גם באזורים מישוריים בהם מספר רב של ערוצים סמוכים כדוגמת מכתש רמון וחלק ניכר מאזור המישר. אזורים אלו מהווים רצף של אתרים בהם תנאי מחייה נאותים למין זה ובכך חשיבותם.
חלקו המרכזי והצפוני של נחל נקרות ושפך נחל מרזבה (סימון מספר 2) דורגו כבעלי הסתברות גבוהה להתאמתם לפרא, בשל ריבוי הצומח, שיפועים מתונים וקרבה יחסית למקור מים. עם זאת בשלושת אתרי הדיגום שמוקמו באזור זה נמצאו מעט מאוד מערומי גללים. אי התאמה זו יכולה להיות מוסברת על ידי הימצאותו של גורם נוסף מקומי שהשפיע על אי נוכחותם של הפראים באזור זה. מתוך הכרות של השטח ניתן להציע שני גורמים נוספים שלא נלקחו בחשבון זאת בפיתוח המודל ובעלי פוטנציאל השפעה על תפוצת הפראים והם: רעיית גמלים ונחלים קניונים. נוכחותם של גללי גמלים חד דבשתיים (*Camelus dromedarius*) מהווה מכנה משותף לכל האתרים שבהם ישנה אי התאמה בין תוצאות המודל לבין נתוני השטח באזור הערבה. מכאן, יתכן וקיימת תחרות בין מינית הדוחקת את הפראים מאתרים אלו. כמו כן ישנה אי התאמה חלקית בין תוצאות המודל לבין מספר הגללים שנרשמו בתוך קניונים (ערוצי נחלים צרים יחסית עם קירות עמוקים): כמות הגללים בהם נמוכה מהמצופה עפ"י המודל. לפיכך, נראה שהפרא נמנע מכניסה לקניונים, יתכן בשל חשש אינסטינקטיבי מטורפים או מסיבה אחרת. על מנת לאשר היפותזות אלו, דרוש מחקר נוסף בעניין.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library



איור מספר 4.1- מפת תפוצה הסתברותית ברזולוציה של 10 מטר לפרא האסיאתי בנגב (העתק). דוגמה מייצגת לערכים גבוהים בערוצי נחלים מסומנת בספרה 1. אזור מפגש הנחלים מרזבה\נקרות מסומן בספרה 2.

Figure 4.1- High resolution (10m') spatial probability distribution map for the wildass (copy).

אימות המודל הראה את יכולתו לחזות את התאמתו היחסית של כל אתר להתבססותו של הפרא. זהו מודל סימולציה ללא יכולת ממשית לאמתו בשטח (Baldwin 2009), ועל כן יש חשיבות מיוחדת לאומדן האמינות של המודל. השימוש בשתי שיטות אימות במקביל: אימות צולב ואימות על פי ROC מחזקות את אומדן האמינות של המודל. תהליך בחירת המשתנים מצביע על כך ששני משתנים בלבד (כיסוי צומח ושיפוע השטח) מספיקים ליצור מודל שאמינותו תהיה גבוהה. אך יש לזכור שאחת ממטרות עבודה זו היא לקבל מידע מקיף על צרכי בית הגידול של הפרא ולכן ישנה חשיבות רבה גם להכללתם של גורמים משניים במודל מעין זה.

כאמור, יש חשיבות רבה לרזולוציה הגבוהה שבמפת התוצר להבנת הצרכים של הפרא, במיוחד בפן המחקרי – הכרת המין. אם זאת, למטרות מסוימות, סובלת המפה "מעודף אינפורמציה". פקח, מדען או כל מנהל שטח אחר המנסה לקבל החלטות ממשקיות לגבי ניהול אוכלוסיית הפראים יתקשה להשתמש במפה וזאת מכיוון שהרזולוציה הנדרשת בקבלת ההחלטות גסה יותר מן הרזולוציה המוצגת כאן. לצורך כך נבנתה מפת התאמת יחידות גיאוגרפיות לפרא בנגב ובערבה על בסיס מפה שאזוריה הוגדרו ע"י המשרד לאיכות הסביבה (איור מספר 3.10). יתרונותיה של מפה זאת היא בכך שהיא מבוססת על יחידות נוף מוכרות לכלל גופי התכנון והשימור בישראל, קנה המידה שלה מתאים לצרכי ממשק ואיכותה גבוהה משום שתהליך יצירתה הוא הכללה מרזולוציה גבוהה לרזולוציה נמוכה ולא להיפך. אין ספק שמידע רב אובד בתהליך הכללה זה, אך הצורך של התאמת המפה למטרותיה חשוב יותר במקרה זה.

המעבר מסקאלה מפורטת לסקאלה רחבה אפשרית בשונה מן המצב ההפוך. תוצאות המודל המפורטות מאפשרות איחוד ומיצוע תאים לכל קנה מידה רצוי (נספח 5), אולם יש לזכור שבעת ביצוע הכללות אלו פרטים ומידע רב נאבדים. ההחלטה הסופית האם הרווח העולה מביצוע פעולות עלו עולה על הפסד המידע, מצוי בידי המשתמש.

4.4 השוואה בין סקאלות

בבחינת הגורמים המשפעים על תפוצת הפרא בשתי סקאלות הדיגום אנו רואים התאמה חלקית: בשתי הסקאלות הצומח המעוצה מהווה את הגורם הדומיננטי ביותר, גובה טופוגרפי ומרחק ממקורות מים מופעים בשתי הסקאלות איך בסדר השפעה שונה וישנם גורמים שהוכללו אך ורק במודל אחד.

בדומה לתוצאות המודל בקנה המידה האזורי גם במודל בקנה המידה המקומי, מסוג מקסנט, מהווה הצומח המעוצה גורם עיקרי בהשפעתו על תפוצת הפרא. המשמעות הנובעת מכך היא שהן בחירתו של אזור המחייה מושפע רבות מהמצאות הצומח (הפרא יעדיף אזורים שבכללותם בעלי כיסוי צמחי רחב) והן ברמת קבלת ההחלטות המקומית יעדיף הפרא לשהות באתר שבו מצוי צומח. ניתן להניח שהחשיבות הרבה של הצומח נובעת בראש ובראשונה מצורך התזונה. הפרא הוא יונק גדול בעל מערכת עיכול לא חסכונית. הוא מסוג סוס (Equus), סוג שהתפתח באמריקה הצפונית בתקופת האיאוקן (Lindsay et al. 1980) שם פיתח, בשל עושר הצומח המקומי, אדפטציות לאכילה מרובה ולמטבוליזם לא חסכוני, אדפטציות מאוחרות יותר מאפשרות לפרא קיום גם תחת דיאטה מרובת סיבים עם מעט חלבון (Janis 1976). תכונות אלו מחייבות את הפרא לשחר מזון במרבית שעות היום ולכן יעדיף תמיד להיות באזורים

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

בעלי צומח מרובה. סיבה נוספת, שאומנם חשיבותה נראית פחותה, לכך שהצומח המעוצה בעל חשיבות עליונה היא העובדה שהצומח מאפשר לפרא וכן ליונקים נוספים נקודות מסתור וצל לשעות החמות של היום וכן מייצר תנאים מקלים בשל יצירת מיקרו אקלים מקומי (הורדת טמפרטורה, הגנה מסופות חול ועוד) (Belsky et al. 1993). בסקאלה האזורית נראה שהפרא יעדיף אזורים שבהם ישנו רצף של צומח מעוצה ולא אזורים מקוטעים בצומח שיאלצו אותו לבצע תנועה ארוכה ממקטע למקטע.

הפרא תלוי במקורות מים על בסיס יומי או דו יומי (Saltz et al. 2000). מרחק ממקורות המים הינו הגורם השני בחשיבותו במודל האזורי ולעומת זאת דורג כרביעי עם אחוז תרומה נמוך יחסית במודל בקנה מידה מקומי. הבדל זה יכול לנבוע מהעובדה שבעוד בסקאלה האזורית סדרי הגודל של המרחקים הם בקילומטרים ולכן משמעותיים מבחינת תנועת הפרא, בסקאלה המקומית סדרי הגודל של המרחקים הם בעשרות מטרים- מרחק לא משמעותי לבעל חיים במסוגל ללכת עשרות קילומטרים ביום.

גובה טופוגרפי במודל האזורי דורג כשלישי וכחמישי במודל המקומי וגורם המשקעים כלל לא נכנס למודל המקסנט. ארבעה גורמים נמצאו כמשפיעים במודל המקסנט ולא נמצאו כמשפיעים במודל הרגרסיה- שיפוע מדרון, טמפרטורה ממוצעת בחודש אוגוסט, מרחק מישובים ובסיסים ומרחק מכבישים. שיפוע המדרון שנמצא שני בחשיבותו במודל המקסנט לא נכלל כגורם משפיע בקנה מידע אזורי. פרשנות אפשרית לכך היא שגם באזורים שבהם שיפועי המדרון הממוצעים תלולים, ישנם מספיק אתרים בקנה מידה מקומי שבהם השיפוע מתון ונוח (בדרך כלל בערוצי הנחלים).

טמפרטורה ממוצעת בחודש אוגוסט, מרחק מכבישים ומרחק מישובים ובסיסים הינם גורמים שצפיתי שיבואו לידי ביטוי דווקא במודל האזורי- רגרסיה, ולא במודל המקומי –מקסנט. שכן אלו גורמים שהשונות האזורית בהם גדולה יותר מן השונות המקומית. אני יכול להניח שהסיבה לכניסתם למודל המקומי ולא למודל האזורי נובעת מעצם השימוש בשני כלים סטטיסטים שונים, שבהם קריטריון הכניסה למודל כנראה שונה (ראה סעיף 4.6) וכן לעובדה שגם בסקאלה המקומית באים לידי ביטוי אלמנטים אזורים שכן כל תצפית במודל זה מושוות אל מול כל שאר התצפיות באזור המחקר ולא רק אל מול אלו הנמצאות איתה על אותו החתך (משולש דיגום).

על פי תוצאות אלו, נראה אם כן שמערכת קבלת ההחלטות של הפרא מתחלקת לשתי רמות: הראשונה באיזה אזורים הוא מעדיף לחיות, והשנייה, בתוך האזור, ברמה המקומית ביותר, איפה יבחר ללכת, לאכול או לנוח בצל. בעוד ברמה האזורית יעדיף אזורים בעיקר עם רצף צומח מעוצה ואזור הקרוב למקור מים, ברמה המקומית יבחר את האתרים שבהם מצוי כיסוי צומח רחב, ואתרים מתונים טופוגרפית.

ההבדלים המשמעותיים המתקבלים בשני קני המידה שנבדקו בעבודה זו מדגישים את החשיבות של מחקר מרובה סקאלות בשאלות מרחביות ומחזקות את המלצתם של ואן ואורמרוד (Vaughan and Ormerod 2003) על כך. התאמת קנה המידה לשאלת המחקר ולמין הנבדק היא אחת מאבני הבסיס באקולוגיה מרחבית בכלל (Kareiva and Tilman 1997) ובחקר גורמי התפוצה של מינים בפרט (Rahbek and Graves 2001). עפ"י תוצאות עבודה זו נראה כי במצבים בהם קנה המידה הרצוי אינו ידוע או שדרוש ידע נרחב אודות המין, הגישה של עבודה בשתי סקאלות או יותר היא המתאימה.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

4.5 סקר גללים סדור

מודלים להבנת הגורמים המשפיעים על תפוצת בעלי חיים ומודלים המנבאים תפוצה, מבוססים לרוב על תצפיות ישירות (Gallant et al. 2007). מכיוון שיצירת בנק תצפיות ישירות של בעל חיים חמקני, שאוכלוסייתו קטנה והמצוי בתא שטח שהתנועה בו מוגבלת היא משימה מורכבת ביותר (Lozano et al. 2003;Sharp et al. 2001) הכוללת חישוב יכולת הזיהוי והטעות הנלווית (MacKenzie et al. 2003) ומכיוון שעבודות רבות מאשרות את היכולת של תצפיות עקיפות להחליף את התצפיות הישירות (Gallant et al. 2007). בחרתי להסתמך על תצפיות עקיפות- סקר גללים, כבסיס לעבודה זו. יתרונם הגדול של מערומי הגללים, בראש ובראשונה, הוא בכך שהגללים נשארים זמן רב בשטח, ובכך גדל הסיכוי לרשום נוכחות באתר בו ביקר הפרא. היתרון השני שזהו מידע מצטבר, התמונה המתקבלת בעת ביצוע סקר גללים היא תמונה המשקפת את נוכחותם של הפראים זמן רב לאחור (מעל ארבע שנים). יש לציין שגורמים אלו מתחזקים בסביבה מדברית שכן באזורים חמים ויבשים קצב הפירוק נמוך יותר.

גורמים אלו הם הסיבה הישירה לכך שבמאמץ דיגום זה נרשמו תצפיות רבות כל כך (N=3232). על מנת לייצר בסיס נתוני תצפיות ישירות מקיף כל כך נדרש היה מאמץ דיגום גדול, ארוך ויקר בכמה סדרי גודל. מספר התצפיות הגדול הינו חלק משמעותי בחוזקה ובאמינותה של עבודה זאת.

חסרונו של בניית מסד נתונים המבוסס על נתונים מצטברים, כמו זה המוצג בעבודה זו, הוא אי היכולת לבודד את השפעות הגורמים לתת יחידות זמן כמו: עונות, שנים גשומות, שנות בצורת וכדומה. המידע המתקבל אוצר בתוכו את סך כל התצפיות ללא יכולת תיארוך מדויקת. תיארוך גיל הגללים אפשרי בפרק הזמן המיידי לאחר הפרשת הגללים אך ככל שעובר הזמן משימה זאת הופכת לקשה יותר. חסרון זה משני שכן מידע סביבתי ברזולוציה עיתית כה גבוהה (למשל שכבת משקעים לכל עונה), קשה מאוד עד בלתי אפשרי להשגה. הסיבה העיקרית היא שאחת מהנחות היסוד של מודלים לחיזוי תפוצה קובעת שאין שינויים לאורך זמן בהשפעות הסביבה על תפוצות המין (Guisan and Zimmermann 2000;Jeschke and Strayer 2008) והתמונה המתקבלת ממודלים אלו, בכל מקרה, היא תמונה קפואה של המצב.

חסרון נוסף בבניית מסד נתונים המבוסס על גללים נובע מאלמנטים התנהגותיים ספציפיים של המין הנבדק. זכרי הפרא האסיאתי מייסדים ומתחזקים טריטוריות ברחבי בית הגידול. נקבות הפרא והזכרים שלא בגרו נעים בקבוצות מרוכזות הכוללות מספר רב של פרטים (Saltz et al. 2000). התקבצות זאת משפיעה, אם כי בצורה שולית, על התפלגות ערמות הגללים והופכת את חלקן של התצפיות לתצפיות מזווגות. הפתרון שהוצע בעבודה זו לצמצום בעיה זאת הוא בכך שתצפיות סמוכות נרשמו במודל התפוצה כתצפית אחת, וזאת מכוון שמודל זה מבוסס על מבנה נתונים בינארי- האם בתא שגודלו 10*10 מטר נרשמו מערומי גללים או לא, ללא יכולת לקבל כמה מערומים נמצאו בתא.

מודלים רבים לחיזוי תפוצה המבוססים על מידע מנוכחות בלבד, סובלים מבעיות אי דיוק הנובעות ממספר סיבות: טעויות בהגדרת המין, מאגרי נתונים לא אמינים, טעויות מיקום, מדגם מוטה (לדוגמא, ריבוי תצפיות בסמוך לכבישים ולמקומות נגישים) וכן פיזור תצפיות שאינו מייצג את מרחב התנאים הקיימים באזור המחקר (Barry and Elith 2006). מאמץ הדיגום שהתבצע בעבודה זו מצמצם באופן משמעותי את הסיכוי לטעויות מעין אלו. הגדרת מערך דיגום סדור, בדיקה כמותית של ייצוג אחיד של קומבינציות

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

התנאים הסביבתיים (ראה סעיף 2.2.1), שימוש בכלים טכנולוגיים בכדי להבטיח אחידות ואמינות גבוהה במהלך הדיגום וכן מיעוט סוקרים ומגדירים הם גורמים שמבטיחים מידע אמין ואיכותי בעבודה זאת.

4.6 מגבלות והגבלות

השוואה מלאה יותר בין הגורמים המשפיעים על תפוצת הפרא בסקאלות שונות הייתה מתקבלת אם המודל היה מתבצע באותו כלי סטטיסטי בשתי הסקאלות. בעבודה זאת השתמשתי בכלים סטטיסטיים שונים בכל סקאלה (רגרסיה מרובת משתנים בסקאלה האזורית ומודל מאקסנט בסקאלה המקומית). זאת מהסיבה שמערך הדיגום נבנה בראש ובראשונה כך שיספק את התוצאות האמינות ביותר בסקאלה המקומית. בניית מודל תפוצה מסוג מקסנט, המבוסס על נתוני נוכחות בלבד, בסקאלה האזורית על בסיס אותו מערך הדיגום אינו אפשרי. בסקאלה האזורית כל אתר דיגום (משולש של 1500 מטר) משמש כתצפית אחת. ומכיוון שאתרי הדיגום פרוסים בכל רחבי הנגב, וכמעט בכולם נמצא מערום גללים אחד לפחות, התמונה שהייתה מתקבלת ממודל מקסנט היא שוויון הסתברות להתבססות הפרא בכל אזור המחקר. מכיוון שברמה המקומית מסד הנתונים בנוי בצורה בינארית (נוכח\לא ידוע) וברמה האזורית בצורה של צפיפות (מספר גללים ליחידה) שימוש בכלי סטטיסטי זהה היה בלתי אפשרי. פיתוחם העתידי של מודלים לחיזוי תפוצה המאפשרים מבנה נתונים בצורה של עושר תצפיות באתר יהווה פתרון לבעיה זו (Pearce and Boyce 2006).

עבודה זאת מבוססת על שכבות מידע מרחביות רבות (18 שכבות). חלקן שכבות מקור שנבנו אד הוק לעבודה זו וחלקן שאולות ממקורות חיצוניים. יתכנו אי דיוקים במודל הנובעים משכבות אלו מהסיבות הבאות: 1. שונות מהממוצע לא נלקחת בחשבון בשכבות ממוצעות כמו טמפרטורה ומשקעים. 2. אי דיוקים בבניית שכבות המבוססות אינטרפולציה של נקודות (לחות ואקלים), 3. טעויות דיגיטציה אפשריות. עם זאת בעבודה הנוכחית נעשה מאמץ גדול ליצר מידע נרחב ומדויק ברזולוציה גבוהה מאוד. מידע כזה לא היה קיים עד כה, לדוגמא שכבת אחוז כיסוי צומח מעוצה, ויכול לשמש כפלטפורמה למחקרים נוספים. הוספת משתנים מסבירים נוספים כמו גורמים ביוטיים כאינטראקציות עם מינים, וגורמים סביבתיים נוספים כמו מיקום קניוני נחלים, היו יכולים לשפר את תוצאות עבודה זאת. אך על אף מגבלות אלה, אימותי המודל הראו תוצאות טובות ואמינות.

המודל שפותח בעבודה זו הינו מודל הרלוונטי לפרא האסיאתי בנגב ובערבה. הן נתוני הנוכחות והן גורמי הסביבה שהוכנסו למודל נלקחו מאזור המחקר בלבד. עם זאת, סביר להניח שהמנגנונים המשפיעים על תפוצתו של הפרא רלוונטיים למין זה גם מחוץ לגבולות המחקר הנוכחי. על כן, אפשרות יישומית נוספת בהמשך למחקר זה היא הקרנת המודל על אזורים שבהם לא נלקחו נתוני נוכחות. בצורה זאת יש אפשרות לבדוק ולכמת את התאמתם של אזורים אלו להשבת הפרא על פי המתקבל מהמודל הנוכחי וכן לבצע אימות נוסף ובלתי תלוי לתוצאות עבודה זאת.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

4.7 סיכום

הטבע הוא מערכת מורכבת והטרוגנית מכדי שמודל אחד יצליח לחזות אותה בצורה מדויקת (Guisan and Zimmermann 2000). אי לכך המטרה העיקרית של המודל היא לספק תיאור מפושט יותר של המציאות המסובכת. מחקר זה מספק מידע מדויק ואמין אודות הגורמים המשפיעים על תפוצת הפרא האסיאתי, ידע שעד כה לא היה קיים. זהו מידע בסיסי חשוב אודות הפרא האסיאתי אך יותר מכך מידע חיוני לצורך ניהול וממשק של בעל חיים זה באזורנו. הפרא הושב לטבע בארצנו לפני כמעט 30 שנה, ובתהליכי ההשבה הושקעו משאבים רבים. זהו בעל חיים גדול ומעניין בעל חשיבות למערכת האקולוגית בנגב ובערבה. במחקר זה השתמשתי בשיטות עבודה ייחודיות הנותנות מענה למספר בעיות נפוצות בתחום מודלי התפוצה המנבאים. בספרות לא מוכרת לי עבודה דומה המבוססת על סקר גללים סדור לבניית מודלי תפוצה מנבאים בקנה מידה מפורט כל כך. גישת העבודה בשתי סקאלות הוכיחה את עצמה שכן, כפי שמצאתי, מידע המתקבל בקנה מידה אחד אינו שלם והגישה המשולבת מספקת מידע משלים. על כן, יש מקום לאמץ את השיטות המקוריות המוצעות ומגובשות כאן וליישמם גם למינים אחרים באזור זה ובאזורים נוספים.

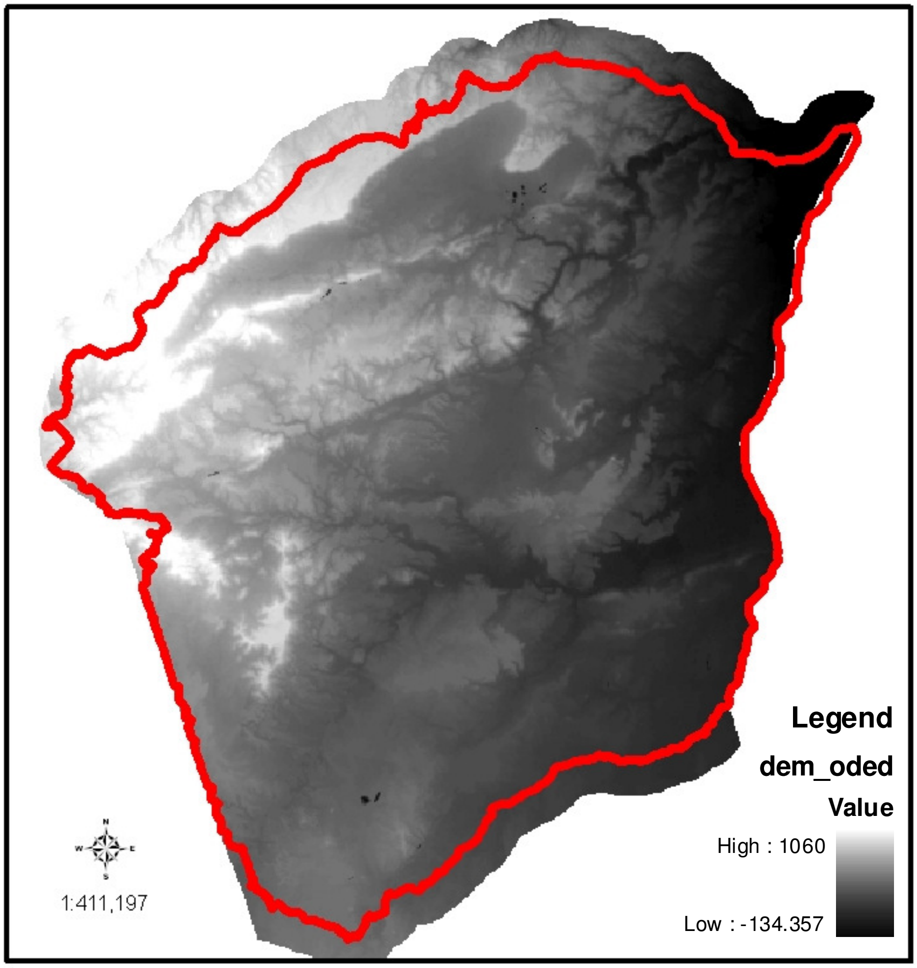
מידע כמו זה המוצג בעבודה זו יכול להוות את הבסיס לתוכניות ממשק, לבדיקת אזורים פוטנציאליים להתרחבות אזור המחייה, וכן לאיתור אזורי השבה פוטנציאליים בארץ ובעולם. יצירת מפת ההתאמה של אזורים גיאוגרפיים למחיית הפרא היא ניסיון לחבר בין תוצאות המחקר לבין מקבלי ההחלטות וגופי ניהול השטח והטבע באזור זה. מעבר לידע התיאורטי זהו כלי ממשק הלכה למעשה ואני מקווה שאכן יעשה בו שימוש לצרוך שימור ואבטחת התבססותו של הפרא האסיאתי בנגב ובערבה.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

5. נספחים

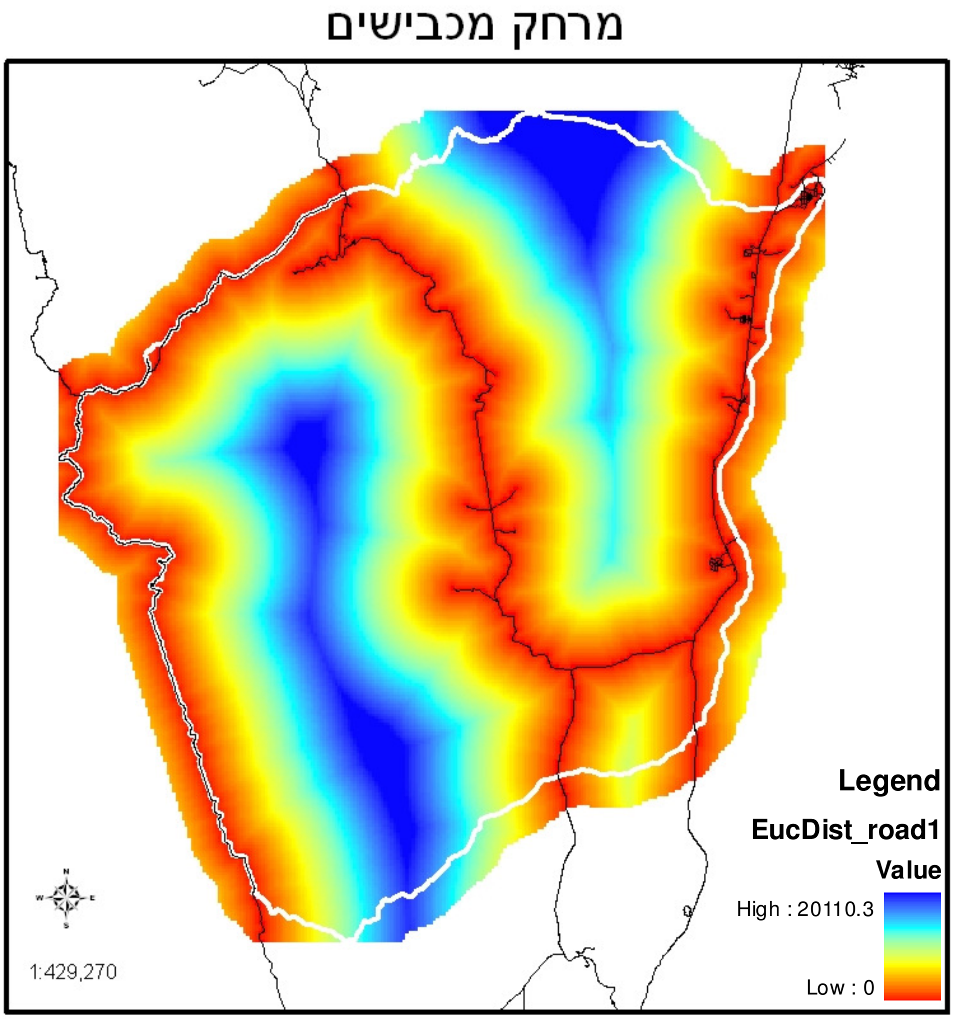
<u>נספח מספר 1-</u> שכבת גובה מעל פני הים כדוגמה לשכבת מידע מרחבית ברזולוציה של 10 מטר.

DEM (digital elevation model)



© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

נספח מספר 2- שכבת מרחקים מכבישים. ערכו של כל אתר נקבע על ידי המרחק האווירי לכביש הקרוב ביותר.



© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

נספח מספר 3- הסבר תיאורטי מפשט להערכת התפלגות התפוצה בהשתמש בעיקרון האנטרופיה המקסימאלית תחת מאפיין "מאלץ" ליניארי (linear feature constraint).

- **Model inputs (expressed in the 2X2 matrix):**

4 pixels' study area

One environmental variable (values inside the pixels)

2 species records (marked by * inside the relevant pixels)

10	**20***
18*	**20**

- The constraint imposed by the linear feature: the Mean variable ($\overline{Y}$) of the species records locations (=19) should be close to $\overline{X}$ of the environmental variable distribution.

{For probability distribution: $\overline{X} = \sum X_i P_i$ (X_i - variable value, P_i - probability)}

-Without constrains, by the maximum entropy principle, each pixel gets a value of 0.25 and $\overline{X} = 0.25*(10+20+18+20) = 17$

One possible solution satisfying the constraint is presented in the following matrix (values are probabilities): In this case:

0.05	**0.35***
0.25*	**0.35**

$\overline{X}$ =(0.05*10)+(0.35*20)+(0.25*18)+(0.35*20)=0.5+7+4.5+7= 19.

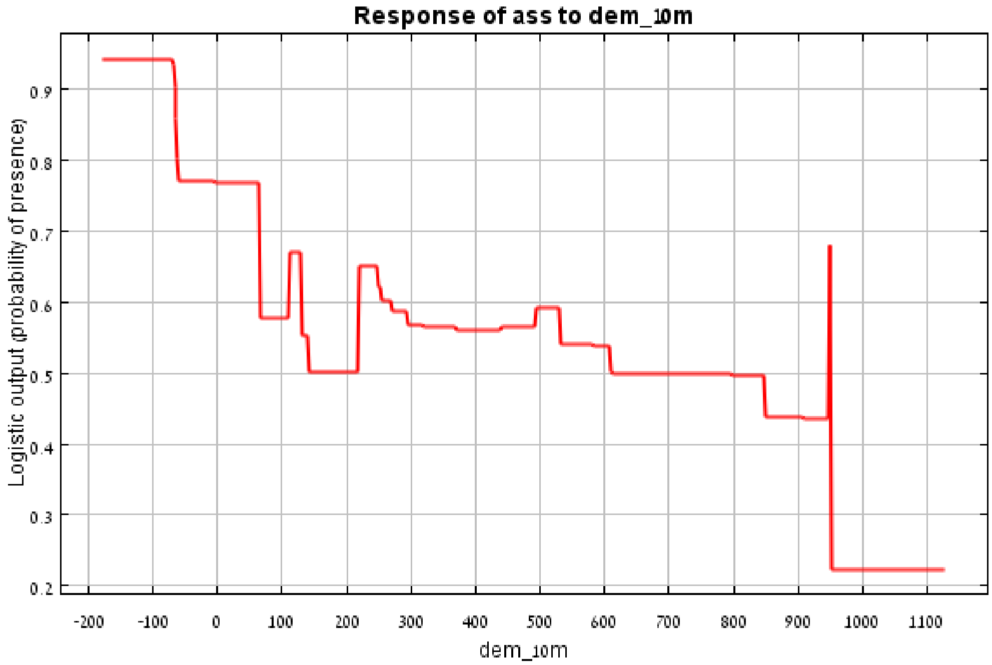
$\overline{Y} = \overline{X} = 19$

Among all the possible distribution that satisfies the constraint, the model will use the one with maximum entropy (the most close to uniform).

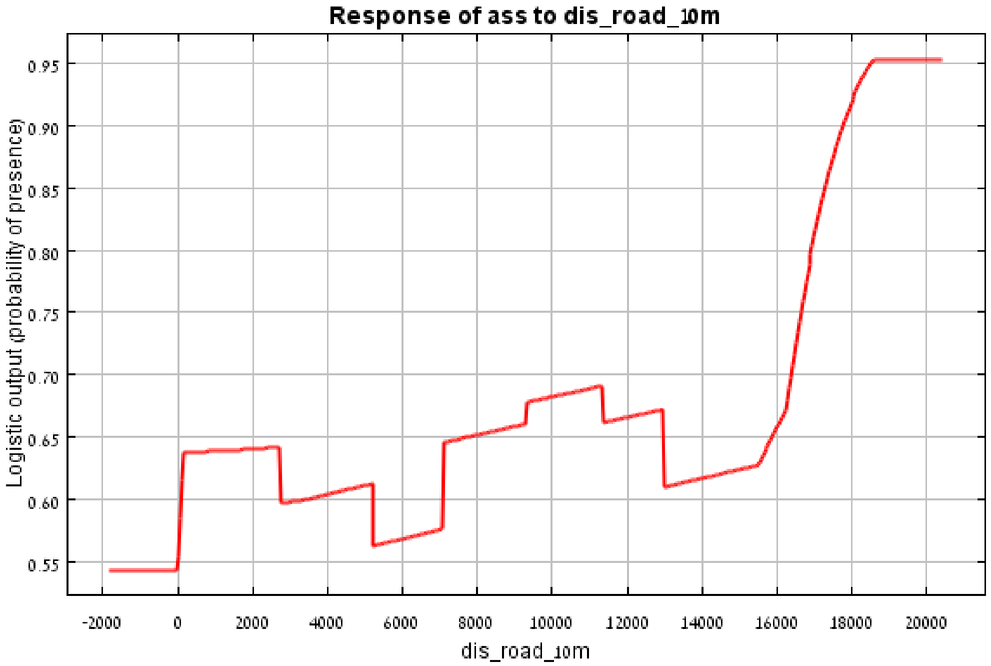
© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

נספח מספר 4- גרף התגובה של משתנים מסבירים נוספים אשר לוקחים חלק במודל התפוצה בקנה מידה מקומי (MAXENT).

נספח מספר 4.1- השפעת הגובה הטופוגרפי על תוצאות המודל. ציר X מתאר את הגובה הטופוגרפי מעל פני הים. ציר Y מתאר את התרומה המצטברת לתוצאות מודל.

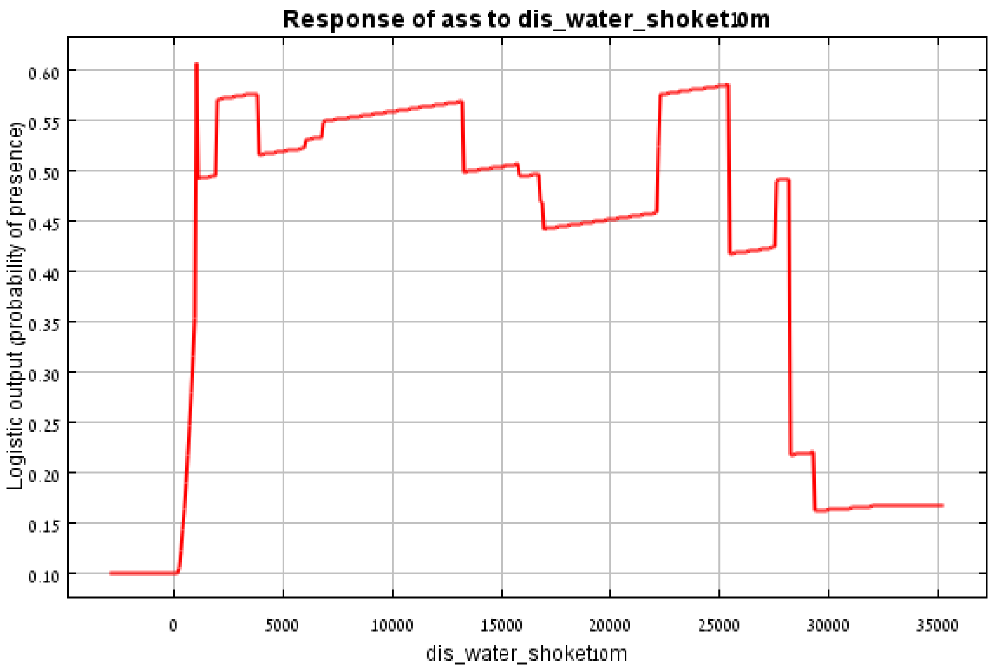


נספח מספר 4.2- השפעת המרחק מכבישים על תוצאות המודל. ציר X מתאר את המרחק מכבישים וציר Y מתאר את התרומה המצטברת לתוצאות מודל.

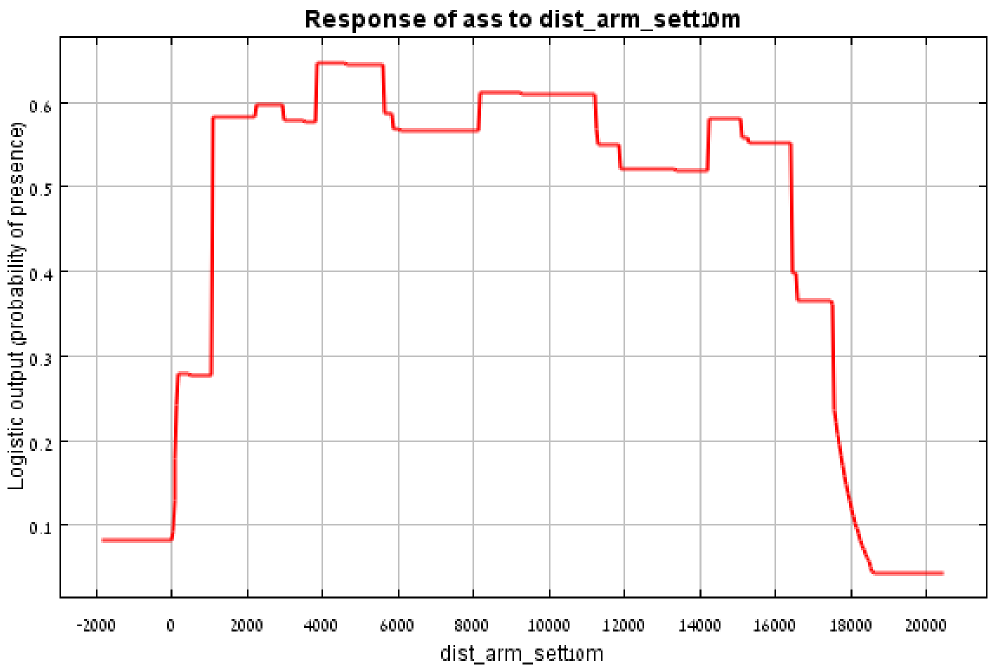


© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

נספח מספר 4.3- השפעת המרחק מקורות המים הקבועים על תוצאות המודל. ציר X מתאר את המרחק ממקור המים הקבוע הקרוב ביותר וציר Y מתאר את התרומה המצטברת לתוצאות מודל.

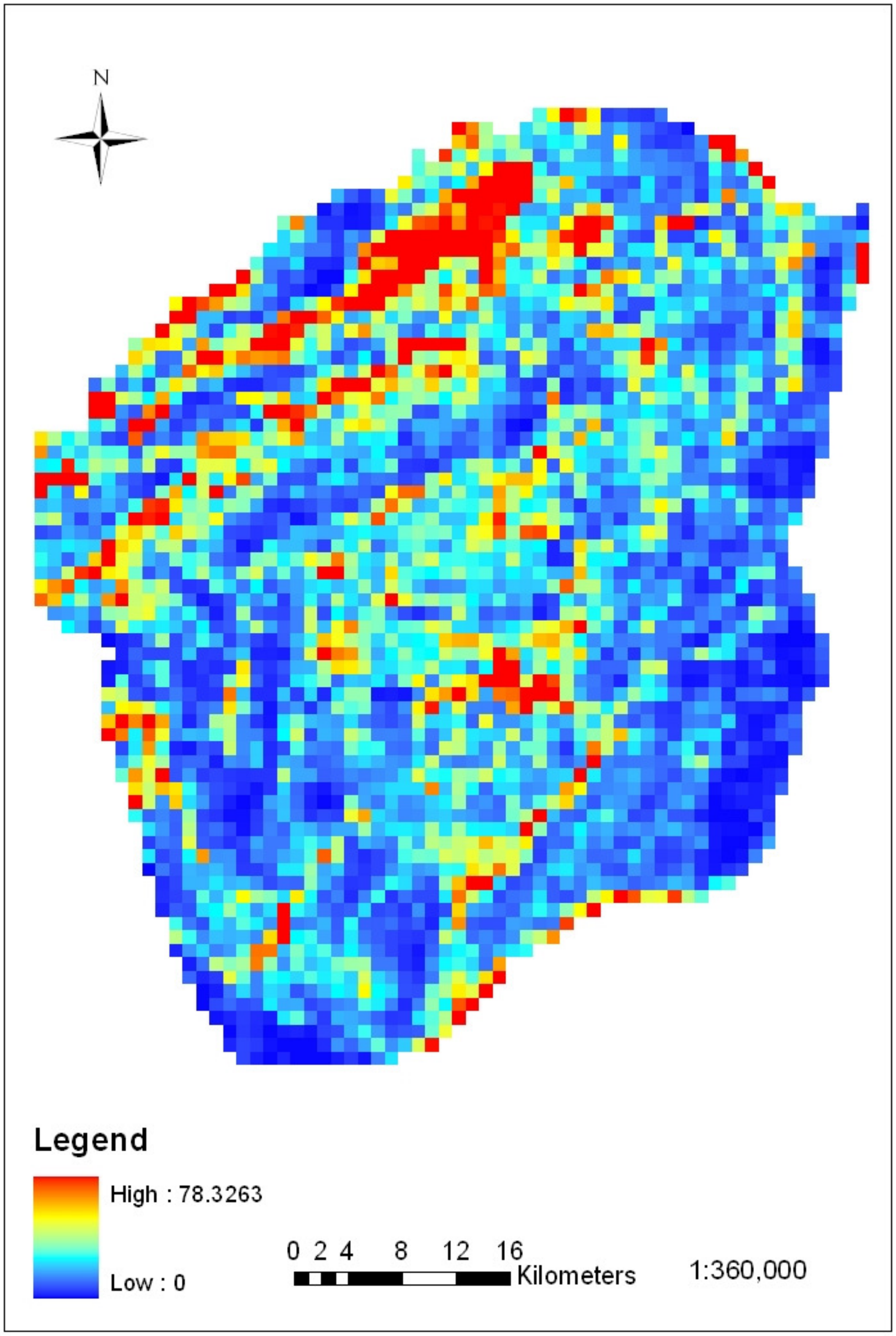


נספח מספר 4.4- השפעת המרחק מישובים ובסיסי צה"ל על תוצאות המודל. ציר X מתאר את המרחק מישובים ובסיסים וציר Y מתאר את התרומה המצטברת לתוצאות מודל.



© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

נספח מספר 5- אגרגציה של תוצאות מודל התפוצה מסוג מקסנט לרזולוציה של 1 קילומטר לפיקסל.



© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

6. מקורות

Anderson, R.P., Lew, D. & Peterson, A.T. (2003). Evaluating predictive models of species' distributions: Criteria for selecting optimal models. Ecological Modelling, **162**, 211-232.

Austin, M. (2007). Species distribution models and ecological theory: A critical assessment and some possible new approaches. Ecological Modelling, **200**, 1-19.

Baldwin, R.A. (2009). Use of maximum entropy modeling in wildlife research. Entropy, **11**, 854-866.

Barnes, R.F.W., Blom, A., Alers, M.P.T. & Barnes, K.L. (1995). An estimate of the numbers of forest elephants in Gabon. Journal of Tropical Ecology, **11**, 27-37.

Barry, S. & Elith, J. (2006). Error and uncertainty in habitat models RID E-4612-2010. Journal of Applied Ecology, **43**, 413-423.

Beaumont, L.J., Hughes, L. & Poulsen, M. (2005). Predicting species distributions: Use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. Ecological Modelling, **186**, 250-269.

Belsky, A.J., Mwonga, S.M., Amundson, R.G., Duxbury, J.M. & Ali, A.R. (1993). Comparative effects of isolated trees on their undercanopy environments in high- and low-rainfall savannas. Journal of Applied Ecology, **30**, 143-155.

Boyce, M.S., Vernier, P.R., Nielsen, S.E. & Schmiegelow, F.K.A. (2002). Evaluating resource selection functions. Ecological Modelling, **157**, 281-300.

Brotons, L., Thuiller, W., Araujo, M.B. & Hirzel, A.H. (2004). Presence-absence versus presence-only modelling methods for predicting bird habitat suitability. Ecography, **27**, 437-448.

Carmel, Y. & Stoller-Cavari, L. (2006). Comparing environmental and biological surrogates for biodiversity at a local scale. Israel Journal of Ecology & Evolution, **52**, 11-27.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Danin, A. (1999). Desert rocks as plant refugia in the near east. Botanical Review, **65**, 93-170.

Duff, A.A. & Morrell, T.E. (2007). Predictive occurrence models for bat species in california. Journal of Wildlife Management, **71**, 693-700.

Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A. *et al.* (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. Ecography, **29**, 129-151.

Fernandez, N., Delibes, M. & Palomares, F. (2006). Landscape evaluation in conservation: Molecular sampling and habitat modeling for the Iberian Lynx. Ecological Applications, **16**, 1037-1049.

Ferrier, S., Watson, G., Pearce, J. & Drielsma, M. (2002). Extended statistical approaches to modelling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales. I. species-level modelling RID C-1490-2009. Biodiversity and Conservation, **11**, 2275-2307.

Ficetola, G.F., Thuiller, W. & Miaud, C. (2007). Prediction and validation of the potential global distribution of a problematic alien invasive species - the American bullfrog. Diversity and Distributions, **13**, 476-485.

Fielding, A. & Bell, J. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. Environmental Conservation, **24**, 38-49.

Fritz, H. & Duncan, P. (1994). On the carrying capacity for large ungulates of African savanna ecosystems. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, **256**, 77-82.

Fuller, T.K. (1991). Do pellet counts index white-tailed deer numbers and population-change. Journal of Wildlife Management, **55**, 393-396.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Gallant, D., Vasseur, L. & Berube, C.H. (2007). Unveiling the limitations of scat surveys to monitor social species: A case study on river otters. Journal of Wildlife Management, **71**, 258-265.

Graham, C.H., Ferrier, S., Huettman, F., Moritz, C. & Peterson, A.T. (2004). New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. Trends in Ecology & Evolution, **19**, 497-503.

Grinnell, J. (1917). Field tests of theories concerning distributional control. The American Naturalist, **51**, pp. 115-128.

Guisan, A., Lehmann, A., Ferrier, S., Austin, M., Overton, J.M.C., Aspinall, R. *et al.* (2006). Making better biogeographical predictions of species' distributions. Journal of Applied Ecology, **43**, 386-392.

Guisan, A. & Thuiller, W. (2007). Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models (vol 8, pg 993, 2005). Ecology Letters, **10**, 435-435.

Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000). Predictive habitat distribution models in ecology. Ecological Modelling, **135**, 147-186.

Heikkinen, R.K., Luoto, M., Kuussaari, M. & Toivonen, T. (2007). Modelling the spatial distribution of a threatened butterfly: Impacts of scale and statistical technique. Landscape and Urban Planning, **79**, 347-357.

Henley, S.R. & Ward, D. (2006). An evaluation of diet quality in two desert ungulates exposed to hyper-arid conditions. African Journal of Range & Forage Science, **23**, 185-190.

Henley, S.R., Ward, D. & Schmidt, I. (2007). Habitat selection by two desert-adapted ungulates RID E-9814-2010. Journal of Arid Environments, **70**, 39-48.

Hernandez, P.A., Graham, C.H., Master, L.L. & Albert, D.L. (2006). The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods RID A-9560-2011. Ecography, **29**, 773-785.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Hijmans, R., Cameron, S., Parra, J., Jones, P. & Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. International Journal of Climatology, **25**, 1965-1978.

Hirzel, A.H., Hausser, J. & Perrin, N. (2004). Biomapper 3·0. User's Manual [online], http://www.unil.ch/biomapper.

Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D. & Perrin, N. (2002). Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps without absence data? Ecology, **83**, 2027-2036.

Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. (1993). Disturbance, diversity, and invasion: Implications for conservation. Biological Conservation, **66**, 251.

Hoenes, B.D. & Bender, L.C. (2010). Relative habitat- and browse-use of native desert mule deer and exotic oryx in the greater san andres mountains, New Mexico. Human-Wildlife Interactions, **4**, 12-24.

Huberty, C.J. (1994). *Applied discriminant analysis.* Wiley Interscience, New York.

Hutchinson, G. (1991). Population studies: Animal ecology and demography. Bulletin of Mathematical Biology, **53**, 193-213.

Janis, C. (1976). The evolutionary strategy of the equidae and the origins of rumen and cecal digestion. Evolution, **30**, 757-774.

Jeschke, J.M. & Strayer, D.L. (2008). Usefulness of bioclimatic models for studying climate change and invasive species. Ecology and Conservation Biology 2008, 1-24.

Kadoya, T., Ishii, H.S., Kikuchi, R., Suda, S. & Washitani, I. (2009). Using monitoring data gathered by volunteers to predict the potential distribution of the invasive alien bumblebee bombus terrestris. Biological Conservation, **142**, 1011-1017.

Kareiva, P. & Tilman, D. (1997). Space: The final frontier and its outer limits. Bulletin of the Ecological Society of America, **78**, 18.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

King, S.R.B. & Gurnell, J. (2005). Habitat use and spatial dynamics of takhi introduced to Hustai National Park, Mongolia. Biological Conservation, **124**, 277-290.

Klingel, H. (1977). Observations on social-organization and behavior of african and asiatic wild asses (equus-africanus and E-hemionus). Zeitschrift Fur Tierpsychologie-Journal of Comparative Ethology, **44**, 323-331.

Krebs, C.J. (1972). *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance. fifth edition*. Benjamin/Cummings, San Francisco.

Kumar, S., Spaulding, S.A., Stohlgren, T.J., Hermann, K.A., Schmidt, T.S. & Bahls, L.L. (2009). Potential habitat distribution for the freshwater diatom didymosphenia geminata in the continental US. Frontiers in Ecology and the Environment, **7**, 415-420.

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.

Lindsay, E.H., Opdyke, N.D. & Johnson, N.M. (1980). Pliocene dispersal of the horse equus and late cenozoic mammalian dispersal events. Nature, **287**, 135-138.

Lozano, J., Virgos, E., Malo, A.F., Huertas, D.L. & Casanovas, J.G. (2003). Importance of scrub-pastureland mosaics for wild-living cats occurrence in a Mediterranean area: Implications for the conservation of the wildcat (f*elis silvestris*). Biodiversity and Conservation, **12**, 921-935.

Lunney, D., Phillips, S., Callaghan, J. & Coburn, D. (1998). Determining the distribution of koala habitat across a shire as a basis for conservation: A case study from port stephens, New South Wales. Pacific Conservation Biology, **4**, 186-196.

MacArthur, R.H. (1972). *Geographical ecology: Patterns in the distribution of species*. Harper & Row, New York.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G. & Franklin, A.B. (2003). Estimating site occupancy, colonization, and local extinction when a species is detected imperfectly. Ecology, **84**, 2200-2207.

Manel, S., Dias, J.M., Buckton, S.T. & Ormerod, S.J. (1999). Alternative methods for predicting species distribution: An illustration with himalayan river birds. Journal of Applied Ecology, **36**, 734-747.

Manel, S., Williams, H.C. & Ormerod, S.J. (2001). Evaluating presence-absence models in ecology: The need to account for prevalence. Journal of Applied Ecology, **38**, 921-931.

Marmion, M., Parviainen, M., Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Thuiller, W. (2009). Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling RID G-3283-2010. Diversity and Distributions, **15**, 59-69.

Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Goffin, D., Dixon, C.E., Borchers, D.L., Mayle, B.A. *et al.* (2001). Estimating deer abundance from line transect surveys of dung: Sika deer in southern scotland. Journal of Applied Ecology, **38**, 349-363.

McDonald, J.H. (2009). *Handbook of biological statistics* , Second Edition edn. Sparky House Publishing, Maryland.

Miller, R.G. (1974). The jackknife: A review. Biometrika, **61**, 1-15.

Moreno, C.E. & Halffter, G. (2000). Assessing the completeness of bat biodiversity inventories using species accumulation curves. Journal of Applied Ecology, **37**, 149-158.

Norris, K. (2004). Managing threatened species: The ecological toolbox, evolutionary theory and declining-population paradigm. Journal of Applied Ecology, **41**, 413-426.

Panetta, F.D. & Mitchell, N.D. (1991). Homoclime analysis and the prediction of weediness. Weed Research, **31**, 273-284.

Parker, K.L., Robbins, C.T. & Hankey, T.A. (1984). Energy expenditures for locomotion by mule deer and elk. Journal of Wildlife Management, **48**, 474-488.

Pearce, J. & Ferrier, S. (2000). Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression RID C-1490-2009. Ecological Modelling, **133**, 225-245.

Pearce, J. & Lindenmayer, D. (1998). Bioclimatic analysis to enhance reintroduction biology of the endangered helmeted honeyeater (l*ichenostomus melanops cassidix*) in Southeastern Australia. Restoration Ecology, **6**, 238-243.

Pearce, J.L. & Boyce, M.S. (2006). Modelling distribution and abundance with presence-only data. Journal of Applied Ecology, **43**, 405-412.

Pearson, R.G. (2007). Species' distribution modelling for conservation educators and practitioners, synthesis. *in*. American Museum of Natural History. New York.

Peled, t. (2010). *Reintroductions as an ecosystem restoration tool: A case study of reintroduced ungulates as vectors for seed-dispersal.* Master of Science, Ben-Gurion University of the Negev, Beer Sheva.

Peterson, A.T. (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. Quarterly Review of Biology, **78**, 419-433.

Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling, **190**, 231-259.

Phillips, S.J. & Dudik, M. (2008). Modeling of species distributions with maxent: New extensions and a comprehensive evaluation. Ecography, **31**, 161-175.

Plumptre, A.J. & Harris, S. (1995). Estimating the biomass of large mammalian herbivores in a tropical montane forest - a method of fecal counting that avoids assuming a steady-state system. Journal of Applied Ecology, **32**, 111-120.

Ponder, W.F., Carter, G.A., Flemons, P. & Chapman, R.R. (2001). Evaluation of museum collection data for use in biodiversity assessment. Conservation Biology, **15**, 648-657.

Putman, R.J. (1984). Facts from feces. Mammal Review, **14**, 79-97.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Rahbek, C. & Graves, G.R. (2001). Multiscale assessment of patterns of avian species richness. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, **98**, 4534-4539.

Reutter, B.A., Helfer, V., Hirzel, A.H. & Vogel, P. (2003). Modelling habitat-suitability using museum collections: An example with three sympatric apodemus species from the alps. Journal of Biogeography, **30**, 581-590.

Rubenstein, D.I. (1982). Reproductive value and behavioral strategies: Coming of age in monkeys and horses. *Perspectives in ethology* (eds P.P.G. Bateson & P.H. Klopfer). Plenum, New York.

Rushton, S.P., Ormerod, S.J. & Kerby, G. (2004). New paradigms for modelling species distributions? Journal of Applied Ecology, **41**, 193-200.

Ryder, O.A. & Chemnick, L.G. (1990). Chromosomal and molecular evolution in asiatic wild asses. Genetica, **83**, 67-72.

Rykiel, E.J. (1996). Testing ecological models: The meaning of validation. Ecological Modelling, **90**, 229-244.

Saltz, D., Rowen, M. & Rubenstein, D.I. (2000). The effect of space-use patterns of reintroduced asiatic wild ass on effective population size. Conservation Biology, **14**, 1852-1861.

Saltz, D. & Rubenstein, D.I. (1995). Population-dynamics of a reintroduced asiatic wild ass (e*quus-hemionus*) herd. Ecological Applications, **5**, 327-335.

Saltz, D., Schmidt, H., Rowen, M., Karnieli, A., Ward, D. & Schmidt, I. (1999). Assessing grazing impacts by remote sensing in hyper-arid environments. Journal of Range Management, **52**, 500-507.

Sharma, B., Clevers, J., De Graaf, R. & Chapagaln, N. (2004). Mapping e*quus kiang* (tibetan wild ass) habitat in surkhang, upper mustang, nepal. Mountain Research and Development, **24**, 149-156.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Sharp, A., Norton, M., Marks, A. & Holmes, K. (2001). An evaluation of two indices of red fox (v*ulpes vulpes*) abundance in an arid environment. Wildlife Research, **28**, 419-424.

Steinitz, O., Heller, J., Tsoar, A., Rotem, D. & Kadmon, R. (2005). Predicting regional patterns of similarity in species composition for conservation planning. Conservation Biology, **19**, 1978-1988.

Stockwell, D. & Peters, D. (1999). The GARP modelling system: Problems and solutions to automated spatial prediction. International Journal of Geographical Information Science, **13**, 143-158.

Store, R. & Jokimaki, J. (2003). A GIS-based multi-scale approach to habitat suitability modeling. Ecological Modelling, **169**, 1-15.

Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D. & Kadmon, R. (2007). A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. Diversity and Distributions, **13**, 397-405.

Vaughan, I.P. & Ormerod, S.J. (2003). Improving the quality of distribution models for conservation by addressing shortcomings in the field collection of training data. Conservation Biology, **17**, 1601-1611.

Vina, A., Tuanmu, M., Xu, W., Li, Y., Ouyang, Z., DeFries, R. *et al.* (2010). Range-wide analysis of wildlife habitat: Implications for conservation. Biological Conservation, **143**, 1960-1969.

Walther, B.A., Wisz, M.S. & Rahbek, C. (2004). Known and predicted african winter distributions and habitat use of the endangered basra reed warbler (a*crocephalus griseldis*) and the near-threatened cinereous bunting (e*mberiza cineracea*). Journal of Ornithology, **145**, 287-299.

Wang, X., Xu, W. & Ouyang, Z. (2009). Integrating population size analysis into habitat suitability assessment: Implications for giant panda conservation in the Minshan mountains, china. Ecological Research, **24**, 1101-1109.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Ward, D.F. (2007). Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. Biological Invasions, **9**, 723-735.

Ward, D., Saltz, D., Rowen, M. & Schmidt, I. (1999). Effects of grazing by re-introduced e*quus hemionus* on the vegetation in a negev desert erosion cirque. Journal of Vegetation Science, **10**, 579-586.

Wemmer, C., Kunz, T.H., Lundie-Jenkins, G. & McShea, W.J. (1996). *Mammalian sign.* In DE Wilson, FR Cole, JD Nichols, R Rudran, MS Foster (eds), Measuring and Monitoring Biological Diversity – Standard Methods for Mammals, Smithsonian Institution Press, Washington, p. 157-176.

Williams, P.H., Margules, C.R. & Hilbert, D.W. (2002). Data requirements and data sources for biodiversity priority area selection. Journal of Biosciences, **27**, 327-338.

Zaniewski, A.E., Lehmann, A. & Overton, J.M.C. (2002). Predicting species spatial distributions using presence-only data: A case study of native New Zealand ferns. Ecological Modeling, **157**, 261-280.

קפלן, מ., ואידלמן, א. 2004. מפת יחידות נוף של ישראל, המשרד להגנת הסביבה, ירושלים.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Abstract

Identifying and understanding the factors that control species distribution is critical to the establishment of conservation and management strategies for both species and their habitats. This understanding is particularly important for managing endangered reintroduced species, which expand their geographical range of distribution as part of their return to their “old” habitat.

Habitat distribution models are basic and widely used tools for identifying essential habitats for species’ conservation. They can be applied to predict the potential range expansion of species, as in the case of reintroduced animals following release to the wild. Their construction includes three main stages: data collection (species records and explanatory variables), statistical modeling, and validation process. Species records can be collected in two strategies: presence/absence or presence only. A main disadvantage of the former is in cases of endangered and reintroduced species or species with large home range, in which the collection of this type of data difficult and often Impossible.

The Asiatic wild ass (*Equus hemionus)* is defined as an endangered species. Historically, this species was widely distributed in western Asia and the Mediterranean, but it has become locally extinct in the majority of its historic range as a result of hunting and habitat loss. Between the years 1982-1993, the Israel Nature and Park Authority initiated a reintroduction project with the aim of returning the wild ass to the Negev desert. Today, the wild ass population is distributed throughout the Negev and is estimated at c. 150 individuals, However, there are no accurate data on the population’s habitat preferences and its degree of adaptation to different landscapes.

The goal of this research was to determine the habitat preferences of the wild ass and identify the factors that affect its distribution in the Negev in both **fine** and **coarse** scales. The study is based on the presence of scats within the research area as a measure of wild ass activity.

A comprehensive scat survey was conducted in 122 sites throughout the Negev. The sites were selected using a semi-systematic sampling scheme with an emphasis on equal representation of environmental variables. At each site, 3 transects of 500m' were performed. Scat piles were counted and mapped along each transects. In addition, a database of spatial layers of explanatory variables was constructed, including the following variables: distance to water sources, distance from reintroduced sites, climatic factors (average temperature, humidity and averaged

annual precipitation), topographic factors (slope, flow accumulation and aspect), woody vegetation cover and anthropogenic influence (distance to roads, settlements and military bases). These spatial variables were processed and edited using multi-layer GIS analysis.

The spatial distribution of scat **density** data (piles per site, N=122) was analyzed using multivariate linear regression with the explanatory variables in order to identify the factors affecting the wild ass distribution at a **coarse** scale. G.P.S location coordinates of scat piles (N=3000) along with the spatial explanatory variables served as the basis for the construction of a MAXENT-type (presence-only) high resolution spatial probability model. This high-resolution (10m) map, describing the species' probability of occurrence over the entire study region, enabled us to deduce its spatial habitat preferences in the region and identify the factors affecting the wild ass distribution at a **fine** scale.

The map describing the spatial distribution of wild ass scats density indicates the presence of wild ass activity centers in three primary sites: the Ramon crater, the Borot Lotz reserve and the Paran wadi. In contrast, two low activity regions can be defined: the lower areas of Wadi Nekarot and the lower areas of Wadi Paran. At the coarse scale, among the tested parameters, woody vegetation cover was found to be the best predictor of spatial distribution, followed by topographic elevation, distance from perennial water sources, and average annual precipitation. The combination of these factors accounted for >50% of the variance in the spatial distribution of *E. hemionus* scats. At a fine spatial scale the most important factors affecting the species distribution were: percentage of woody vegetation (47.5%); slope inclination gradient (29.1%); daily temp in August (9.1%); and distance from permanent water sources (3.9%). We evaluated the performance of the model using in two independent methods (cross-validation and ROC curve) and received high values in both indicating good model performance.

The results of the models in both spatial scales indicate the importance of vegetation coverage, topography and water sources in the species' habitats. At the **coarse** scale the wild ass will select with a higher probability sites that are in proximity to water source and have high woody vegetation cover and then within those areas, at a **fine** scale, it will prefer sites with high woody vegetation cover, moderate slopes and higher humidity in August.

The resulting high-resolution spatial probability map enabled us to visually interpret the relative habitat preference of the Asiatic wild ass over the entire study area. In addition, we merged the probability values with a formal geographic unit map and

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

obtained a relative suitability map of geographic units in the Negev, which can be used as a conservation and management tool.

Our findings contribute to the understanding of *E. hemionus* habitat preferences and can serve as the basis for predicting the future range expansion of this species. This study has also identified critical habitat sites that must be preserved in order to ensure the long term persistence of this species in the region.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

List of Figures

2.1 Study area 16
2.2 Spatial distribution of sampling sites 23
2.3 Sample unit structure 24
3.1 scat density spatial distribution In study area 36
3.2 explanatory variables for Asiatic wild ass distribution- regression model 33
3.3 high resolution (10m') spatial probability distribution map for the wild ass 39
3.4 model selection-changes in AUC value as function of number of variables in the model 40
3.5 ROC curve for habitat distribution model 41
3.6 percent of success vs. failing in models predicting 25% of models records (five iterations) 42
3.7 contribution of vegetation cover to model result. 43
3.8 contribution of slope angel to model result. 44
3.9 contribution of average temperature of the hottest day to model result- chaotic pattern 45
3.10 geographic units suitability for the Asiatic wildass 46
4.1 High resolution (10m') spatial probability distribution map for the wildass (copy) 52

List of tables

1.1 Models based on presence-only methods 10
1.2 A confusion matrix structure. 12
2.1 explanatory variables- summarized tables 27
3.1 Pearson correlation coefficients for pairs of variables. 32
3.2 explanatory variables and their relative contribution to Maxent model 42
3.3 explanatory variables and their relative contribution- model comparison 47

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Table of contents

Abstract	**I**
1. Introduction	**4**
1.1. Biodiversity crises	**4**
1.2. Species distribution	**4**
1.3. Habitat distribution models	**5**
1.4. Direct and indirect observations	**12**
1.5. Feces survey in habitat distribution models	**13**
1.6. Asiatic wilds	**13**
1.7. research goals	**15**
2. Methods	**17**
2.1. Study area	**17**
2.2. Presence record	**18**
2.3. Explanatory variables	**21**
2.4. Statistic models	**24**
2.4.1. Regression model	**24**
2.4.2. Maxent model	**25**
3. Result	**31**
3.1. In General	**31**
3.2. Regression model	**33**
3.3. Maxent model	**34**
3.4. Models comparing	**43**
4. Discussion	**44**
4.1. Density and distribution of feces mounds	**44**
4.2. coarse scale model- Regression	**45**
4.3. Fine scale model- Maxent	**46**
4.4. Models comparison	**49**
4.5. Systematic feces survey	**50**
4.6. Limitations	**52**
4.7. conclusion	**53**
5. Appendices	**54**
6. Bibliography	**60**

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

The Research Thesis Was Done Under The Supervision of Professor Yohay Carmel in the Faculty of Civil and Environmental Engineering and By The Supervision Of Doctor Shirli Bar-David From The Mitrani Department Of Desert Ecology, Institute For Dryland Environmental Research, Ben-Gurion University Of The Negev.

The Generous Financial Help Of The Technion Is Gratefully Acknowledged.

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Habitat Distribution Model for the Asiatic Wildass (E*quus Hemionus*) and the factors Influence his Distribution in Israel

Research Thesis

In Partial Fulfillment of The
Requirements for the Degree of
Master of Science in Environmental Quality Sciences

Oded Nezer

Submitted to the Senate of
the Technion - Israel Institute of Technology

Tirshrei, 5772 Haifa October, 2011

© Technion - Israel Institute of Technology, Elyachar Central Library

Habitat Distribution Model for the Asiatic Wildass (E*quus Hemionus*) and the factors Influence his Distribution in Israel

Oded Nezer