

ההרכב הגנטי של אורן ירושלים טבעי בכרמל כבסיס לתוכנית שימור

חזית המחקר

גיליון אביב 2019 / כרך 10(1) / מסדרונות
אקולוגיים

March, 2019 30

רנה מילבסקי

החוג לביולוגיה אבולוציונית וסביבתית,
אוניברסיטת חיפה; כתובת נוכחית: מנהל המחקר
החקלאי, נווה יער; הפקולטה לחקלאות מזון
וסביבה ע"ש רוברט ה. סמית, האוניברסיטה
העברית בירושלים

גידי נאמן

החוג לביולוגיה וסביבה, הפקולטה למדעי הטבע,
אוניברסיטת חיפה - אורנים

אבי בר-מסדה

החוג לביולוגיה וסביבה, הפקולטה למדעי הטבע,
אוניברסיטת חיפה - אורנים

רחל בן-שלמה

החוג לביולוגיה וסביבה, הפקולטה למדעי הטבע,
אוניברסיטת חיפה - אורנים

ציטוט

מילבסקי ר, נאמן ג, בר-מסדה א ובן-שלמה ר.
2019. ההרכב הגנטי של אורן ירושלים טבעי
בכרמל כבסיס לתוכנית שימור. *אקולוגיה וסביבה*
10(1).
העתק

תקציר

בכרמל גדלות אוכלוסיות טבעיות של אורן ירושלים, הנחשבות לאקוטיפ ייחודי הנבדל גנטית משאר האוכלוסיות במערב אגן הים התיכון. בקרבת האוכלוסיות הטבעיות ניטעו יערות של אורן ירושלים ממקור גנטי זר ולא ידוע. האבקת רוח והפצת זרעים רחוקת טווח חושפות את האקוטיפ המקומי לזיהום גנטי, שעלול לפגוע בהתאמתו לבית גידולו, ואף לגרום להכחדתו. מטרת המחקר הן: (א) לאפיין את ההרכב הגנטי של האורנים הטבעיים והנטועים בכרמל; (ב) לאמוד את מידת החדירה (אינטרוגרסיה) של גנים מהיער הנטוע לאוכלוסיות הטבעיות; (ג) לבחון אפשרות של יצירת אזורי חיץ לשימור האקוטיפ הייחודי. דגמנו מחטים מ-286 פרטים מ-13 אוכלוסיות טבעיות ומשני יערות נטועים בכרמל, הגברנו 298 אתרים גנטיים, ואפיינו את 'טביעת האצבע' הגנטית (AFLP) שלהם. האוכלוסיות הטבעיות נמצאו מגוונות מבחינה גנטית. חלק מהן נבדלות אלה מאלה בהרכב הגנטי שלהן, ונבדלות גם מהיער הנטוע הסמוך. במרבית האוכלוסיות הטבעיות לא נמצאו הבדלים גנטיים בולטים בין העצים הקטנים לבין הבוגרים, כלומר ההרכב הגנטי שלהן יציב. המסקנה היא שעדיין קיימות אוכלוסיות של האקוטיפ המזרחי של אורן ירושלים הייחודי לכרמל. כחלק מחובתנו לשמור על המגוון הביולוגי, אנו ממליצים להקים אזורי חיץ נטולי אורנים, שישולבו באזורי החיץ הקיימים נגד שרפות, כדי שיבודדו את האוכלוסיות של האורנים הטבעיים בכרמל ויסייעו בשמירה ארוכת טווח שלהן.

על קצה המזלג

- בכרמל קיימות אוכלוסיות טבעיות של אורן ירושלים, הנבדלות גנטית משאר האוכלוסיות של מין זה. לצד אוכלוסיות אלה יש אוכלוסיות זרות של אורן ירושלים שניטעו כחלק ממפעל ייעור הארץ.
- המרחק הקצר בין האוכלוסייה הטבעית לאוכלוסייה הזרה חושף את האוכלוסייה הטבעית לזיהום גנטי, שעלול לפגוע בהתאמתה לבית הגידול ואף לתרום להכחדתה.
- חקר מבנה האוכלוסיות הטבעיות של אורן ירושלים בכרמל יכול לתרום להכנת תוכנית שימור יעילה של אוכלוסיות אלה, תוך ניתוב מאמצים לטובת אוכלוסיות שעברו התאמות רבות – שנים לתנאי האקלים בארץ, ושהן עדיפות גנטית.

המערכת

על קצה המזלג

ד"ר יהושע שקדי, מדען ראשי, רשות הטבע והגנים:

החוקרים מראים שמידת החדירה של גנים מהיער הנטוע לאוכלוסיות טבעיות נמוכה.

המסקנה של החוקרים היא שצריך להקים קווי חיץ בני מאות מטרים סביב העומדים של אורן ירושלים מהזן המזרחי כדי לשמור עליו. עד היום הייתי בטוח שהניסיון לשמר את הזן המזרחי הוא ברכה לבטלה היות שאין אפשרות מעשית להפריד בינו לבין עצי האורן הנטועים, ולפיכך בסופו של דבר תהיה "האחדה" גנטית. המחקר מראה שדווקא ניתן לשמר את הזן המזרחי משום שהחדירה של גנים מעצים נטועים לאוכלוסיות מהזן המזרחי "שולית, אם בכלל" (הציטוט מהמאמר). אבל אם כך, למה עלינו להשקיע משאבים בשימור מין שמצליח לשמור על עצמו ללא כל התערבות?

מבוא

האוכלוסייה הטבעית הגדולה ביותר של אורן ירושלים (*Pinus halepensis*) בישראל נמצאת בשמורה הביוספרית הר הכרמל. נוסף לה קיימות אוכלוסיות מבודדות ברכס הסולם, בהרי יהודה, בהר שפנים, ובירכא [14,33]. מחקרים קודמים, שבדקו רק חלק מהאוכלוסיות האלה, הראו שהן נבדלות בהרכב הכימי של השרף, של החלבונים ושל הדי-אן-איי (DNA), ובעיקר שהן שונות מאוכלוסיות אורן ירושלים הגדלות במערב אגן הים התיכון [13]. היות שכך, הן הוגדרו כאקוטיפ (אוכלוסיות מקומיות של מין ביולוגי רחב תפוצה, שלהן התאמות סביבתיות והרכב גנטי ייחודיים) המזרחי של אורן ירושלים [11,25,26].

בין השנים 1950–1970 ניטעו בישראל יערות אורן ירושלים [15] מזרעים שמקורם במדינות ים תיכוניות שונות. הקרבה של היערות הנטועים ויכולת התפשטותם לאזורים סמוכים לאוכלוסיות הטבעיות [16] גורמות לכך שתיתכן האבקה של עצים טבעיים באבקה שמקורה ביערות נטועים. תהליך כזה עלול לשנות את ההרכב הגנטי הייחודי של פרטים צעירים באוכלוסיות טבעיות [30]. תהליך חדירה של גנים מאוכלוסייה אחת לאחרת נקרא אינטרוגרסיה. בטווח הארוך אינטרוגרסיה עשויה לגרום להאחדה (הומוגניזציה) גנטית של שתי אוכלוסיות [20]. במקרה הנדון, תהליך כזה עלול לטשטש את ההבדלים הגנטיים בין האקוטיפ המזרחי לבין העצים ביערות הנטועים ולגרום בכך להכחדת האקוטיפ המזרחי של אורן ירושלים הגדל רק בישראל. כמו כן, הוא עלול גם לפגוע בהתאמת האקוטיפ לבית הגידול המקומי.

על פי אמנות בין-לאומיות מדינת ישראל מחויבת לשמור על המגוון הביולוגי והגנטי בתחומה, ולכן אנו חייבים להגן על האוכלוסיות הטבעיות של האקוטיפ המזרחי של אורן ירושלים [4]. מטרת-העל של מחקר זה היא לבדוק אם האקוטיפ המזרחי של אורן ירושלים בכרמל עדיין קיים, ואם כן – להציע דרכים לשימורו.

כדי לענות על השאלות האלה הצבנו שלוש מטרות משנה:

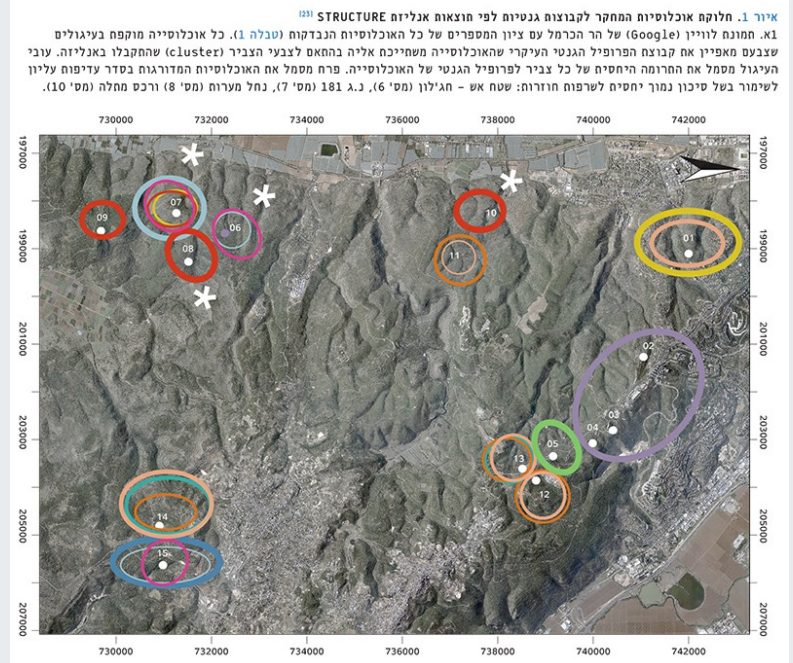
- אפיון ההרכב הגנטי של אוכלוסיות המוערכות כטבעיות של אורן ירושלים בכרמל. ההנחה היא שהעצים הגדולים (שגילם נאמד ביותר מ-70 שנה), מייצגים את האקוטיפ המזרחי, משום שהם נבטו לפני נטיעות של יערות אורנים על ידי קק"ל.
- הערכה איכותית לקיום חדירה (אינטרוגרסיה) של גנים מיערות נטועים. שיעור חדירת הגנים מעצים ביערות נטועים לאוכלוסיות טבעיות הוא פונקציה של המרחק הגיאוגרפי ושל הזמן שחלף ממועד הנטיעה [6]. לכן, השערתנו היא שאם הייתה אינטרוגרסיה, אזי מידת הדמיון הגנטי בין העצים באוכלוסיות הטבעיות לבין היער הנטוע תהיה גדולה יותר אצל העצים הקטנים והבינוניים מאשר אצל העצים הגדולים, ומידת הדמיון תהיה תלויה גם במרחק מהיער הנטוע. טווח הפצת הזרעים של אורן ירושלים הוא כ-500–1,000 מטר [3,18,21,27], ויש רק מעט נתונים לגבי טווח ההאבקה היעיל שלו [28]. השערתנו היא שאם הפרופיל הגנטי של עצים בינוניים וקטנים דומה לפרופיל הגנטי של העצים הגדולים באותה אוכלוסייה, ניתן להגדיר עומדים אלה כאוכלוסיות של אורן ירושלים מהאקוטיפ המזרחי. מלבד הגדלת הדמיון הגנטי בין היערות הנטועים לבין האוכלוסיות הטבעיות, אינטרוגרסיה צפויה גם להקטין את ההבדלים בין האוכלוסיות הטבעיות עצמן. לכן, הבדלים מובהקים בין האוכלוסיות הטבעיות, בינן לבין עצמן, יהיו גם

- הם עדות לאינטרוגרסיה חלשה בלבד אם בכלל.
 - אם יימצאו אוכלוסיות טבעיות הנבדלות מיער האורנים הנטוע, תיבחן אפשרות שימור האוכלוסיות הטבעיות על ידי יצירת אזור חיץ נטול עצי אורן ירושלים נטועים לבידוד האוכלוסיות הטבעיות.

שיטות

דגימה

בהתבסס על מידע מהספרות [1,3] ומרשות הטבע והגנים, דגמנו בכרמל 261 עצים מ-13 עומדים לא נטועים המוערכים כאוכלוסיות טבעיות. השרפה ב-2010 כילתה עצי יער רבים, ולכן יכולנו לדגום רק יער נטוע אחד בהר סומק הסמוך לאוכלוסיות הטבעיות (אוכלוסייה 15, איור 1; ניטע ב-1959) ($n=18$). אוכלוסייה נוספת בחלק המזרחי של חניון חורשת הארבעים (אוכלוסייה 4, איור 1) נראית כנטועה בשורות ישרות, אך למרות זאת לא מצאנו עדות כתובה לכך שהיא אמנם נטועה, ולא ידועה שנת הנטיעה שלה. בשל גובה העצים יכולנו לדגום רק שבעה עצים ביער זה. לכן, ההשוואה הגנטית של האוכלוסיות הטבעיות נעשתה רק ביין לבין היער הנטוע בהר סומק.



איור 1 חלוקת אוכלוסיות המחקר לקבוצות גנטיות לפי תוצאות אנליזת STRUCTURE [23]

1. תמונת לוויין (Google) של הר הכרמל עם ציון המספרים של כל האוכלוסיות הנבדקות (טבלה 1). כל אוכלוסייה מוקפת בעיגולים שצבעם מאפיין את קבוצת הפרופיל הגנטי העיקרי שהאוכלוסייה משתייכת אליה בהתאם לצבעי הצביר (cluster) שהתקבלו באנליזה. עובי העיגול מסמל את התרומה היחסית של כל צביר לפרופיל הגנטי של האוכלוסייה. פרט מסמל את האוכלוסיות המדורגות בסדר עדיפות עליון לשימור בשל סיכון נמוך יחסית לשריפות חוזרות: שטח אש- חג'לון (מס' 6), נ.ג. 181 (מס' 7), נחל מערות (מס' 8) ורכס מתלה (מס' 10).

אנליזה גנטית

לביצוע האנליזות הגנטיות אספנו מכל עץ מספר מחטים צעירות שנשמרו בקירור עד להקפאתן במעבדה. מהמחטים מוצה הדי-אן-איי והוגבר בתגובת שרשרת של האנזים פולימראז (PCR, Polymerase Chain Reaction). אפיון פרופיל גנטי [31] נעשה בעזרת טביעת אצבע גנטית בשיטת (AFLP (Amplified Fragments Length Polymorphism).

שונות גנטית ואתרים ייחודיים לאוכלוסיות

נמצאו 298 אתרים גנטיים (loci) ואופיין הפרופיל הגנטי של כל אחת מהאוכלוסיות שנדגמו. ערכי ההטרוזיגוטיות הצפויה (He) באוכלוסיות הטבעיות (n=13) הייתה בטווח של 0.029–0.137. ההטרוזיגוטיות של היער הנטוע בהר סומק (מס' 15 בטבלה 1, באיור 1 ובנספח 3) (He=0.151) הייתה גבוהה מזו של מרבית האוכלוסיות הטבעיות, וגם מזו של היער החשוד כנטוע בחורשת הארבעים (He=0.104) (מס' 4 בטבלה 1, באיור 1 ובנספח 3).

השוואה של האתרים הגנטיים גילתה 183 (כ-61%) אתרים משותפים לכלל האוכלוסיות הטבעיות ולעצים ביער הנטוע, לאוכלוסיות הטבעיות נמצאו 69 (כ-23%) אתרים גנטיים ייחודיים, ו-37 (כ-12%) אתרים גנטיים נוספים היו משותפים לכלל האוכלוסיות הטבעיות וליער החשוד כנטוע בחורשת הארבעים. האתרים הייחודיים לאוכלוסיות הטבעיות נמצאו בכל קבוצות הגודל (קטנים, בינוניים וגדולים) של האוכלוסיות הטבעיות.

טבלה 1. פרמטרים המשפיעים על ההערכה של דרגת שימור של אוכלוסיות אורן ירושלים טבעיות
שם ומספר אוכלוסיות אורן ירושלים שנדגמו בכרמל, מספר הפרטים שנדגמו, ערכי ההטרוזיגוטיות צפויה (He) ממוצעת מחוקנת לגודל האוכלוסייה וסטיית הממו, מרחק לעומד אורן ירושלים נטוע קרוב ביותר (לפי מפת קמ"ל משנת 2015), הערכת החדירה (אינטרוגרסיה) של גנים מהיער הנטוע לאוכלוסיה הטבעית, דירוג לשימור גנטי של האוכלוסיות טבעיות על פי מידת ההטרוזיגוטיות והייחודיות הגנטית (1 עד 15) העדיפות הגבוהה ביותר, 4 הנמוכה ביותר) ודירוג לשימור על פי מידת הסיכון הנמוך לשרפות חוזרות (א עדיפות גבוהה, ב עדיפות נמוכה).

מספר אוכלוסייה	שם אוכלוסייה	מספר פרטים	ערכי ההטרוזיגוטיות צפויה (He ± סטיית תקן)	מרחק מיער נטוע (מ')	מידת החדירה	דירוג שימור גנטי	דירוג שרפות
1	גבעת השיזים	25	0.047±0.006	1,350	אין	1	ב
2	חניון הר טללים	22	0.137±0.008	908	אפשרי	1	ב
3	מעונות האוניברסיטה	30	0.116±0.007	237	אפשרי	1	ב
4	חורשת הארבעים - נטוע	7	0.104±0.010	-	-	-	-
5	אנטנה	19	0.058±0.007	340	אין	1	ב
6	שטח אש - תליון	20	0.085±0.008	1,520	אין	1	א
7	ג.ג. 181	18	0.109±0.007	830	אין	4	א
8	נחל מערות	16	0.048±0.006	1,091	אין	1	א
9	חרכת חרוב	17	0.029±0.005	66	אין	3	ב
10	רכס תמלה	18	0.042±0.006	1,940	אין	3	א
11	נחל מנרים	20	0.040±0.006	963	אין	3	ב
12	ההגנה	16	0.046±0.006	243	אין	2	ב
13	כרמון	22	0.061±0.007	573	אין	1	ב
14	סומק	18	0.051±0.006	868	אין	2	ב
15	הר סומק - נטוע	18	0.151±0.010	-	-	-	-

* יכול להיות שקיימה אינטרוגרסיה, אך מספר הפרטים שנדגמו בחורשה הארבעים (4) קטן מדי להוכחה

טבלה 1 פרמטרים המשפיעים על ההערכה של דרגת שימור של אוכלוסיות אורן ירושלים טבעיות

שם ומספר אוכלוסיות אורן ירושלים שנדגמו בכרמל, מספר הפרטים שנדגמו, ערכי ההטרוזיגוטיות צפויה (He) ממוצעת מתוקנת לגודל האוכלוסייה וסטיית התקן, מרחק לעומד אורן ירושלים נטוע קרוב ביותר (לפי מפת קמ"ל משנת 2015), הערכת החדירה (אינטרוגרסיה) של גנים מהיער הנטוע לאוכלוסייה הטבעית, דירוג לשימור גנטי של האוכלוסיות טבעיות על פי מידת ההטרוזיגוטיות והייחודיות הגנטית (1 העדיפות הגבוהה ביותר, 4 הנמוכה ביותר) ודירוג לשימור על פי מידת הסיכון הנמוך לשרפות חוזרות (א עדיפות גבוהה, ב עדיפות נמוכה).

בדיקת שיעור האינטרוגרסיה, על פי מספר האתרים הגנטיים המשותפים הראתה רק שלושה (1%) אתרים גנטיים משותפים ליער הנטוע בהר סומק ולעצים הטבעיים הקטנים, ו-12 אתרים גנטיים נוספים (4%) משותפים ליער הנטוע בהר סומק ולעצים הקטנים או הבינוניים. בעצי היער הנטוע בהר סומק נמצאו שמונה אתרים גנטיים ייחודיים, שתדירותם נעה בין 0.12 ל-0.68.

הרכב הגנטי של האוכלוסיות

על פי המרחק הגנטי (Nei's Genetic Distance), ההרכב הגנטי של היער הנטוע בהר סומק (מס' 15 בטבלה 1, באיור 1 ובנספח 3) שונה באופן מובהק מכל האוכלוסיות הטבעיות בכרמל. נמצאו גם הבדלים מובהקים רבים בין האוכלוסיות הטבעיות (נספח 4).

במפת אזור המחקר (איור 1) מוצגות האוכלוסיות מוקפות בעיגולים בצבעים שונים על פי השתייכותן לקבוצות של דמיון גנטי בנספח 3.

נמצאו שלושה דפוסים של פרופילים גנטיים באוכלוסיות הטבעיות: (1) פרופיל גנטי שהוא ייחודי לאוכלוסייה אחת: ירוק, צהוב וכתום (אוכלוסיות 1, 5, ו-15 בטבלה 1, באיור 1 ובנספח 3); (2) פרופיל גנטי משותף לשלוש אוכלוסיות: טורקיז ותכלת; (3) פרופיל גנטי המאפיין מספר אוכלוסיות: אדום, כחול, וסגול (בטבלה 1, באיור 1 ובנספח 3).

כאשר נבדקה גם ההשפעה של קבוצות הגודל (קטנים, בינוניים או גדולים; סך הכול 40 קבוצות), נמצא שהחלוקה הסבירה ביותר היא ל-11 קבוצות. הפרופילים הגנטיים של הפרטים בשלוש קבוצות הגודל בתוך כל אחת מהאוכלוסיות היו דומים. במרבית המקרים הקבוצות קובצו יחדיו על פי הפרופיל הגנטי של העצים הבוגרים באוכלוסייה שהם משתייכים אליה (נספח 3).

הקשר בין מרחק גאוגרפי למרחק גנטי

לא נמצא קשר בין המרחק הגנטי למרחק הגאוגרפי בין האוכלוסיות ($r=0.061$; $P=0.1941$). בחלוקה המרחבית לקבוצות גנטיות (איור 1) ניתן לראות שקבוצות שהן קרובות גאוגרפית לא חולקות בהכרח פרופיל גנטי דומה. לכן, לא ניתן להסביר את הדמיון הגנטי בין האוכלוסיות הטבעיות על פי קרבה מרחבית.

שמונה מתוך 13 האוכלוסיות הטבעיות מרוחקות בין 500–1,000 מטר מיער נטוע (טבלה 1). למרות המרחק הקצר לא נמצאה אינטרוגרסיה מהותית (טבלה 1). יש לציין שמרבית היערות הנטועים שהיו בכרמל נשרפו בשרפה הגדולה בשנת 2010, אבל אצאיהם עשויים לנבוט סמוך לאוכלוסיות הטבעיות.



מנחי המחקר, פרופ' רחל בן-שלמה, פרופ' גידי נאמן (במרכז) וד"ר אבי בר-מסדה, צופים על מיקום אוכלוסיות שדווחו כטבעיות ומתאימות לדגימה

דיון

תוצאות המחקר מראות שהאקוטיפ המזרחי של אורן ירושלים בכרמל מורכב ממספר

תת-אוכלוסיות עם הרכב גנטי הטרוגני, שאינן יוצרות אוכלוסיית-על אחת עם פרופיל גנטי אחיד. התוצאות מחזקות מסקנות דומות של מחקרים קודמים שבחנו את השונות הגנטית באמצעים מולקולריים שונים [29,5].

ההרכב הגנטי של כל האוכלוסיות הטבעיות שנבדקו נבדל מזה של היער הנטוע. במרבית המקרים התקבצו העצים הקטנים, הבינוניים והגדולים מכל אוכלוסייה יחדיו. לכן, ניתן לומר שלמרות המדגם הקטן והקרבה לעצי היער הנטוע, לא נמצאה אינטרוגרסיה משמעותית של גנים זרים מעצי היער הנטוע לאוכלוסיות הטבעיות. כלומר, לנטיעות של אורן ירושלים בכרמל הייתה רק השפעה שולית, אם בכלל, על ההרכב הגנטי הייחודי של האוכלוסיות הטבעיות של אורן ירושלים מהזן המזרחי בכרמל.

את השימור של ההרכב הגנטי הייחודי באוכלוסיות קרובות גאוגרפית, במין מואבק רוח ובעל הפצת זרעים ברוח, ניתן להסביר בכך שמרבית הזרעים מופצים לטווח קצר בלבד [16], ושצמרות העצים מגבילות האבקה הדדית גם בין אוכלוסיות קרובות [28]. גורמים אלה מעכבים כנראה את ההתפשטות של נבטים שמקורם ביער הנטוע, ואת יכולתם של עצי אורן צעירים (בני 15 שנים) ונמוכים (כ-3 מטר) שמקורם ביער הנטוע להאביק עצי אורן טבעיים במרחק של כ-500 מטר [3, 21, 24, 27]. במחקרים אחרים נמצא שרק כ-30-35 שנים לאחר הנטיעות מתחילה התפשטות של עצים מיערות אורן נטועים לשטחים פתוחים [27].



דגימת מחטי אורן ירושלים בכרמל

אף על פי שגילים של יערות האורן הנטועים בכרמל היה מעל 60 שנים, לא נמצאה אינטרוגרסיה רבה של גנים מהיער הנטוע לאוכלוסיות הטבעיות. יתכן שצפיפות הנטיעה הגבוהה גרמה לתחרות חזקה בין עצי היער, לעיכוב של הצמיחה והפוריות [12] להגבלת הייצור של אבקה וזרעים ולפיזורם למרחקים קצרים בלבד. עם זאת, קיימת סבירות שלאורך זמן עצי היער הנטוע שמקורם בנבטים שגדלו לאחר השרפה בשנת 2010, יתפשטו, יצמצמו את המרחק בין עומדים טבעיים ונטועים, ויגבירו את הסיכוי להפריה

לסיכום, כ-60 שנה ויותר לאחר נטיעות האורנים בכרמל עדיין לא נמצאה אינטרוגרסיה משמעותית של גנים מהיער הנטוע לאוכלוסיות הטבעיות, ועדיין קיימות אוכלוסיות טבעיות של אורן ירושלים מהזן המזרחי בכרמל שאנו חייבים לשמרן.

המלצות לשימור

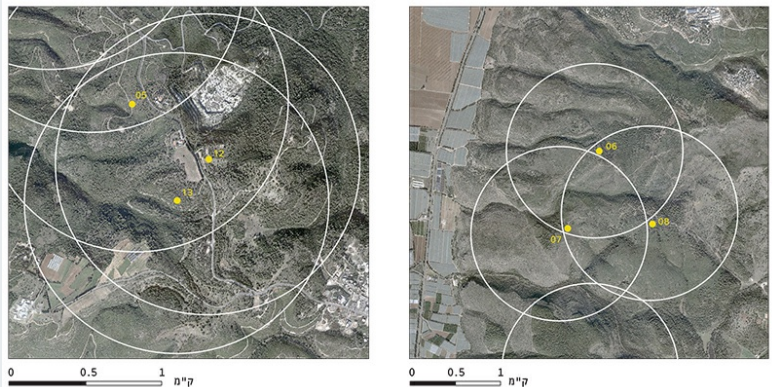
פרט למחויבות הרשמית לשימור המגוון גנטי כחלק מהותי וחשוב של המגוון הביולוגי, ממשק יעירני צריך להתמקד גם בשימור המגוון הגנטי הכללי [30, וראו מקורות בתוך 1]. לכן, אנו ממליצים לשמר מספר רב ככל הניתן של אוכלוסיות הטרוגניות המתאפיינות בפרופילים גנטיים שונים יחסית של אורן ירושלים מהאקוטיפ המזרחי.

בחירת האוכלוסיות הטבעיות לשימור צריכה להתחשב גם בסיכון לשרפות חוזרות, ולשמר בעיקר אוכלוסיות שהסיכון בהן נמוך. פירוט גורמי הסיכון לשרפה [8, 21, 32] מובא בנספח 5. בהתאם לקריטריונים אלה בדקנו את ההיתכנות של יצירת אזורי חיץ סביב אוכלוסיות שטח אש-חג'לון ונחל המערות, וסביב האוכלוסיות שנמצאו באתרים ההגנה, אנטנה וכרמן. באיור 2 נראית חפיפה רבה בין אזורי החיץ ברדיוס של 1,000 מטר סביב האוכלוסיות, דבר המקל מאוד על יצירת החיץ. נראה לנו שגם 500 מטר יוכלו לספק ההגנה חלקית אך סבירה לאקוטיפ המזרחי.

במסגרת המאמץ לצמצום סכנת שרפות בכרמל יוצרת רשות הטבע והגנים אזורי חיץ רבים שכל האורנים מסולקים מהם. יצירת אזורי חיץ נגד שרפות סביב אוכלוסיות האורנים הטבעיים הראויים לשימור תוכל לשמש גם להגנה על ההרכב הגנטי הייחודי של האוכלוסיות הטבעיות של אורן ירושלים בכרמל. אנו ממליצים להכין תוכנית ממשק ליצירת אזורי חיץ שישימשו בו זמנית למניעת שרפות ויתרמו לשימור הגנטי.

יש להדגיש שמרבית היערות הנטועים של אורן ירושלים הסמוכים לאוכלוסיות הטבעיות נשרפו ב-2010, דבר המקל על שימור האקוטיפ המזרחי של אורן ירושלים בכרמל.

איור 2. בדיקה היחכנות ליצירת שטח חיץ סביב אוכלוסיות נבחרות. מקור התמונות Google earth, רדיוס העיגולים 1,000 מטר.
 א. אוכלוסיות שטח אש – חג'לון (מס' 6), נ.ג. 181 (מס' 7) ונחל מערות (מס' 8) הנמצאות בעדיפות עליונה לשימור, ובסיכון נמוך יחסית לשרפות (טבלה 1, איור 1 ונספח 3).
 ב. אוכלוסיות ההגנה (מס' 12), אנטנה (מס' 5) וכרמן (מס' 13), הנמצאות קרוב יחסית ליער נטוע (טבלה 1) ונמצאות בסכנה גבוהה להפשטות שרפות (איור 1).



איור 2 בדיקה היחכנות ליצירת שטח חיץ סביב אוכלוסיות נבחרות. מקור התמונות Google earth, רדיוס העיגולים 1,000 מטר

א. אוכלוסיות שטח אש – חג'לון (מס' 6), נ.ג. 181 (מס' 7) ונחל מערות (מס' 8) הנמצאות בעדיפות עליונה לשימור, ובסיכון נמוך יחסית לשרפות (טבלה 1, איור 1 ונספח 3).
 ב. אוכלוסיות ההגנה (מס' 12), אנטנה (מס' 5) וכרמן (מס' 13), הנמצאות קרוב יחסית ליער נטוע (טבלה 1) ונמצאות בסכנה גבוהה להפשטות שרפות (איור 1).

אנחנו מודים למשרד להגנת הסביבה שמימן את המחקר במסגרת מחקרי שיקום הכרמל (מחקר 4-125-1), לרשות הטבע והגנים על אישור הדגימה בשמורה ולקרן הקיימת על מפות היערות הנטועים. אנו מודים לאמיר שריג על עזרה באיסוף הדגימות ולד"ר נעמה טסלר על שיתוף המידע והייעוץ המקצועי.

מקורות

1. אשכנזי ש. 2004. ממשק הצומח המעוצה של הכרמל בדגש על ממשק יערות אורן ירושלים. הקרן הקיימת לישראל ורשות הטבע והגנים.
2. מדמוני ע, ריוב י, זהבי ע ואחרים. 2007. שימור גנטי של אורן ירושלים הגדל בר בישראל: 1. עומד שמורת המסרק בהרי יהודה. *יער* 19-15: 9.
3. וייץ י, פרבולוצקי א וכהן י. 2014. התפשטות אורן ירושלים מיערות נטועים לשטחים פתוחים – תהליכים אקולוגיים והשלכות נופיות. *אקולוגיה וסביבה* 4(4): 320-312.
4. ספריאל א. 2010. התכנית הלאומית למגוון ביולוגי בישראל. המשרד להגנת בסביבה.
5. שטייניץ ע. ונתן ר. 2012. אפיון הרכב גנטי באוכלוסיות טבעיות של אורן ירושלים – בחינת אוכלוסיות נוספות מהכרמל משמורת המסרק. דו"ח לרשות הטבע והגנים. האוניברסיטה העברית בירושלים.
6. Bittencourt J and Sebbenn A. 2007. Patterns of pollen and seed dispersal in a small, fragmented population of the wind-pollinated tree *Araucaria angustifolia* in southern Brazil. *Heredity* 99(6): 580-591.
7. Campbell D, Duchesne P, and Bernatchez L. 2003. AFLP utility for population assignment studies: Analytical investigation and empirical comparison with microsatellites. *Molecular Ecology* 12(7): 1979-1991.
8. Carmel Y, Paz S, Jahashan F, and Shoshany M. 2009. Assessing fire risk using Monte Carlo simulations of fire spread. *Forest Ecology and Management* 257(1): 370-377.
9. Cornuet JM, Piry S, Luikart G, et al. (1999). New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. *Genetics* 153(4): 1989-2000
10. Earl DA. 2012. Structure Harvester: A website and program for visualizing Structure output and implementing the Evanno method. *Conservation Genetics Resources* 4(2): 359-361.
11. Grunwald C, Schiller G, and Conkle M. 1986. Isozyme variation among native stands and plantations of Aleppo pine in Israel. *Israel Journal of Botany* 35(3-4): 161-174.
12. Hernandez-Tecles E, Osem Y, Alfaro-Sanchez R, and de las Heras J. 2015. Vegetation structure of planted versus natural Aleppo pine stands along a climatic gradient in Spain. *Annals*

13. Korol L, Shklar E, and Schiller G. 2002a. Diversity among circum-Mediterranean populations of Aleppo pine and differentiation from Brutia pine in their isoenzymes: Additional results. *Silvae Genetica* 51(1): 35-41.
14. Korol L, Shklar G, and Schiller G. 2002b. Genetic variation within *Pinus halepensis* Mill. provenances growing in different microenvironments in Israel. *Israel Journal of Plant Sciences* 50(2): 135-143.
15. KKL-JNF. 2007. Green information: Forest Statistics. The Department of Forest Management and GIS, the Forest Department. Keren Kayemeth Le Israel – Jewish National Fund.
16. Lavi A, Perevolotsky A, Kigel J, and Noy-Meir I. 2005. Invasion of *Pinus halepensis* from plantations into adjacent natural habitats. *Applied Vegetation Science* 8(1): 85-92.
17. Miller MP. 1997. Tools for population genetic analyses (TFPGA) 1.3: A Windows program for the analysis of allozyme and molecular population genetic data. Computer software distributed by author.
18. Nathan R, Katul GG, Horn HS, et al. 2002. Mechanisms of long-distance dispersal of seeds by wind. *Nature* 418(6896): 409-413.
19. Nei M. 1972. Genetic distance between populations. *American Naturalist* 106: 283-292.
20. Olden JD, Poff NL, Douglas MR, et al. 2004. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. *Trends in Ecology and Evolution* 19(1): 18-24.
21. Osem Y, Lavi A, and Rosenfeld A. 2011. Colonization of *Pinus halepensis* in Mediterranean habitats: Consequences of afforestation, grazing and fire. *Biological Invasions* 13(2): 485-498.
22. Peakall R and Smouse PE. 2012. GenAEx 6.5: Genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research-an update. *Bioinformatics*, 28(19): 2537-2539.
23. Pritchard JK, Wen X, and Falush D. 2010. Documentation for structure software: Version 2.3.
24. Rejmánek M and Richardson DM. 1996. What attributes make some plant species more invasive? *Ecology* 77(6): 1655-1661.
25. Schiller G and Grunwald C. 1986. Xylem resin monoterpene composition of *Pinus halepensis* Mill. in Israel. *Israel Journal of Botany* 35(1): 23-33.
26. Schiller G. 2000. Inter-and intraspecific genetic diversity of *Pinus halepensis* Mill. In: Ne'eman G and Trabaud L (Eds). Ecology, biogeography and management of *Pinus halepensis*

and *P. brutia* forest ecosystems in the Mediterranean basin. Backhuys: Leiden (The Netherlands) .

27. Sheffer E, Canham CD, Kigel J, and Perevolotsky A. 2014. An integrative analysis of the dynamics of landscape and local-scale colonization of Mediterranean woodlands by *Pinus halepensis*. *PLoS ONE* 9(2): e90178.
28. Shohami D and Nathan R. 2014. Fire-induced population reduction and landscape opening increases gene flow via pollen dispersal in *Pinus halepensis*. *Molecular Ecology* 23(1): 70-81.
29. Steinitz O. 2010. Gene flow between and within Aleppo pine (*Pinus halepensis*) populations (PhD dissertation). Jerusalem: The Hebrew University of Jerusalem.
30. Steinitz O, Robledo-Arnuncio JJ, and Nathan R. 2012. Effects of forest plantations on the genetic composition of conspecific native Aleppo pine populations. *Molecular Ecology* 21(2): 300-313.
31. Vos P, Hogers R, Bleeker M, et al. 1995. AFLP: A new technique for DNA fingerprinting. *Nucleic Acid Research* 23(21): 4407-4415.
32. Wittenberg L, Malkinson D, Beerli O, et al. 2007. Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *Catena* 71(1): 76-83.
33. Zohary M. 1962. Plant life of Palaestine: Israel and Jordan. New York: Ronald Press Co.

נספחים (זמינים באתר)

נספחים 1-5