

"ממשק יער בר-קיימא" מהו? סקירה

יגיל אסם, ניר עצמון ואבי פרבולוצקי, המחלקה למשאבי טבע, המכון לגידולי שדה, מרכז וולקני, משרד החקלאות ופיתוח הכפר, בית-דגן osem@agri.huji.ac.il

תקציר

מנחה המשותף לגורמי ייעור ברחבי העולם לרבות ישראל. מהי, אם-כן, "קיימות" וכיצד מתקשר מושג זה לתחום היער? האם ניתן להגדיר וליצור "יער בר-קיימא"? האם וכיצד ניתן לקבוע את אופן השימוש והטיפול ביער לאור מטרה זו? בסקירתנו ננסה לתת מענה, גם אם חלקי, לשאלות אלה. בשל רוחב היריעה ומורכבות הנושא בחרנו לשרטט במאמר מעין תמונת מצב גלובלית, ואין בכוונתנו לכסות את ההבטים הייחודיים המאפיינים את היער בישראל. הפרספקטיבה הכללית עולמית חשובה להבנת עיקרון הקיימות והקשריו לתחומי היער והיערנות. אימוץ הגישה והתאמתה ליער בישראל וכן גיבוש דרכי הפעולה הראויות הם נושא רחב ומורכב בפני עצמו המצוי כיום בהתהוות ומחייב דיון נפרד.

ציוני דרך

עם התעצמותו והחרפתו של המשבר הסביבתי העולמי גוברת והולכת המודעות בחברה האנושית לכך שהמשך דפוסי הפעולה המקובלים יגרמו להידרדרות מואצת ביכולתן של המערכות האקולוגיות לספק לאדם את המשאבים הדרושים לו ויפגעו באופן חמור ברווחתם של הדורות הבאים (WCED 1987). ארגונים בין-לאומיים העוסקים בנושא קוראים לשינוי פעולה עולמי באימוץ הגישה של פיתוח "בר-קיימא" (*sustainable development*): מושכל ומתחשב בסביבה ובדינמיקה של המשאבים בתחומים רבים: חקלאות ותעשייה, אנרגיה, פסולת, דמוגרפיה, בריאות, מים, אטמוספירה, שינויי אקלים, מגוון ביולוגי ועוד.

בשנת 1987 פרסמה הוועדה העולמית לסביבה ופיתוח (WCED) דו"ח שנקרא "Our common future": עתידנו המשותף. המסמך, הידוע גם בשם דו"ח ברטלנד (*The Brundtland report*) הכיר באחריותו של האדם להידרדרות הסביבה (*Environmental degradation*) ובמחויבות של החברה האנושית לפעול לשינוי המצב. הדו"ח קרא לאימוץ גישה של "פיתוח בר-קיימא", המכירה בכך שהאדם תלוי במערכות האקולוגיות הסובבות אותו. המושג "פיתוח בר-קיימא" הוגדר אז על-ידי הוועדה: "פיתוח העונה על צרכי ההווה מבלי להתפשר על יכולת דורות העתיד לספק את צרכיהם" (WCED 1987).

השאיפה ליצירת "יער בר-קיימא" הופכת לאחרונה לקו מנחה המשותף לגורמי ייעור ברחבי העולם, לרבות ישראל. ממשק יער בר-קיימא מוגדר "ניהול וניצול של יערות, באופן ובשיעור המשמרים ומקיימים את המגוון הביולוגי, כושר הייצור, כושר ההתחדשות, החיוניות ופוטנציאל היערות למלא תפקידים אקולוגיים, כלכליים וחברתיים, מבלי לגרום נזק לאקוסיסטמות אחרות". הגדרות ופירושים שונים לממשק יער בר-קיימא יוצרים מסגרת רעיונית ומתווים כיוון לגישה הרצויה בניהול משאב היער. יחד עם זאת, אין באלה כדי לספק לקובעי המדיניות ולמבצעי העבודה בשטח מערך עבודה מובנה להכוונת פעולותיהם. על-כן ההתמקדות כיום היא בגיבוש והגדרת קריטריונים ואינדיקטורים ספציפיים ומעשיים כבסיס לניטור מצב היער ולרמת ההתקדמות שלו לעבר מצב של קיימות. בעשור וחצי האחרונים פותחו מערכים מפורטים של קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא על-ידי ארגונים בין לאומיים שונים. למרות המאמץ הרב שהושקע, יישום הגישה בניהול היער עדיין מהווה אתגר מורכב ביותר. באשר לישראל, הגדרת ייעודיו ויעדיו של היער, קביעת סדר העדיפויות וגיבוש מערך קריטריונים ואינדיקטורים מוסכמים ובני יישום, יכולים להוות בסיס לממשק יער בר-קיימא. תהליך זה צריך להישען על הבסיס שכבר התהווה והוגדר במקומות אחרים, אך יש בו גם מרכיב ייחודי שחובה עלינו להגדירו ולאפיינו כצעד מפתח בקביעת ממשק היערות בארץ.

מילות מפתח (נוספות על מילות הכותרת): יערנות, קיימות, קריטריונים ואינדיקטורים

מבוא

היער הוא מערכת אקולוגית (*ecosystem*) יצרנית ומשאב טבע מתחדש. יערות מסוגים שונים מכסים אזורים נרחבים על-פני כדור הארץ, משמשים בית גידול למגוון רחב של אורגניזמים ומנוצלים על-ידי האדם בדרכים שונות. לאחרונה, עם התגברות המודעות לסביבה, גוברת והולכת ההכרה באשר לחשיבות ה"קיימות" (*sustainability*) של היער. השאיפה ליצירת "יער בר-קיימא" (*sustainable forest*) הופכת לקו

טבלה 1. התארגנויות בין לאומיות לאימוץ קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא

מספר האינדיקטורים	מספר הקריטריונים	מספר המדינות	סוגי יער	מקום	תאריך	ההתארגנות
66	7	12	יערות טרופיים	יוקוהמה, יפן	מרץ 1992	ITTO
60	28	13	יערות צפוניים, ממוזגים וים תיכוניים	ליברוויל, גבון	ינואר 1993	African Timber Organization
128	6	37	יערות צפוניים וממוזגים	הלסינקי, פינלנד	יוני 1993	Pan European
67	7	12	יערות עד, אזור האמזונס	סנטיאגו, צ'ילה	פברואר 1995	Montreal Process
76	12	8		טרפוטו, פרו	פברואר 1995	Tarapoto Proposal
47	7	28		ניירובי, קניה	נובמבר 1995	Dry zone Africa
65	12	30		קהיר, מצרים	אוקטובר 1996	Near East Process
93	12	7		טגוסיגלפה, הונדורס	ינואר 1997	Lepaterique Process of Central America
49	8	9	יערות יובשניים באסיה	בופל, הודו	דצמבר 1999	Regional Initiative for Dry Forests in Asia

ממוזגים וצפוניים ברחבי העולם וכ-45% מהסחר העולמי בעץ, אימצו כשנה לאחר מכן את רשימת העקרונות שלהן ואף חתמו על הצהרה משותפת בשם "הצהרת סנטיאגו" (*Santiago Declaration*) (*Forestry Working Group 1995*) בשנת 1993, בכנס שנערך בליסבון, גיבשה קבוצה של כ-40 מדינות באירופה מערך של קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא המכונה "*Pan-European Criteria and Indicators*". ההתארגנות האירופאית הנקראת MCPFE "*Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe*" הוקמה ב-1990 ועוסקת מאז בקידום ממשק יער בר-קיימא של יערות באירופה. מלבד שלושת הארגונים הגדולים פועלות ברחבי העולם התארגנויות בין-לאומיות נוספות העוסקות כולן בגיבוש מערכי קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא (טבלה 1). רשימות מעודכנות ומשופרות של הקריטריונים והאינדיקטורים מתפרסמות מעת לעת על-ידי הארגונים השונים, כתוצאה ממעקב וניסיון מצטבר בניטור ויישום פעולות ממשק להשגת היעדים השונים (ITTO 2004, MCPFE 2002).

בעקבות ועדת ברוטלנד התכנסה בשנת 1992 בריו דה ז'נרו שבברזיל ועידת האומות המאוחדות לסביבה ולפיתוח (UNCED), הידועה גם בשמה הבלתי רשמי "*The Earth Summit*". נוסף לכמה מסמכים חשובים שצמחו מועידה זו, כגון אג'נדה 21 (עקרונות פעולה ליישום פיתוח בר-קיימא), פרוטוקול קיוטו (העוסק בשינויי אקלים גלובליים) והאמנה לשימור מגוון ביולוגי, אומצה גם הצהרה בנוגע לפיתוח בר-קיימא של יערות ברחבי העולם (*The forest principles*) (UNCED 1992). בשנת 1991 גיבש לראשונה ארגון ITTO (*International tropical timber organization*) רשימת קריטריונים לממשק בר-קיימא של יערות טרופיים (ITTO 1998). ITTO הוא ארגון של יצרנים וצרכנים של עץ, המקיף כ-80% מהיערות הטרופיים בעולם וכ-90% מהסחר העולמי בעץ טרופי (ITTO 2005). ב-1994 הוקמה קבוצת עבודה בשם "תהליך מונטריאול" (*Montreal Process*) במטרה לגבש קריטריונים לשימור ולניהול בר-קיימא של יערות באזורים ממוזגים (*temperate*) וצפוניים (*boreal*). המדינות המשתתפות, המנהלות כ-90% מהיערות באזורים

לנוף, מבעלויות פרטיות למועצות ניהול ציבוריות, מצרכנות שהיא עיוורת להשלכות הסביבתיות לצרכנות המודעת למחיר האקולוגי, ועוד. אחת מהדרישות הבסיסיות לפיתוח בר-קיימא בכלל ולממשק יער בר-קיימא בפרט, היא השתתפות ציבורית רחבה בקבלת ההחלטות (Agenda 21, UNCED 1992). נוסף על כך, תכניות אופרטיביות שונות לניהול יער בר-קיימא מעלות שוב ושוב את הצורך בשימור המגוון ביולוגי, הבריאות וכושר הייצור של היער, השפעתו על אגן ההיקוות ועל מעגל הפחמן הגלובלי, וכל זאת תוך מקסימיזציה של התועלות החברתיות והכלכליות של היער (McDonald & Lane 2004). ניתן לסכם את הדיון במושג עצמו בהגדרה המפורטת והמקיפה לממשק יער בר-קיימא שניתנה על-ידי MCPFE (2000) "ממשק וניצול של יערות באופן ובשיעור המשמרים ומקיימים את המגוון הביולוגי, כושר הייצור, כושר ההתחדשות, החיוניות ופוטנציאל היערות למלא בהווה ובעתיד תפקידים אקולוגיים, כלכליים וחברתיים רלוונטיים, ברמה המקומית, הלאומית והגלובלית, וזאת מבלי לגרום נזק לאקוסיסטמות אחרות". ההגדרות והפירושים השונים לפיתוח וממשק בני-קיימא יוצרים מסגרת רעיונית ומסמנים כיוון באשר לגישה הרצויה בפעולות פיתוח בכלל, ובניהול משאב היער בפרט. יחד עם זאת אין בהגדרות אלה כדי לספק לקובעי המדיניות ולמבצעי העבודה בשטח מערך עבודה מובנה להכוונת הפעולות השונות הנדרשות בתחום היער. על-כן עיקר ההתמקדות כיום היא בגיבוש והגדרת קריטריונים ואינדיקטורים (*criteria and indicators – C&I*) ספציפיים ומעשיים להשגת מטרה זו.

קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא

על-פי McDonald & Lane (2004) הקריטריון הוא אוסף של תנאים או תהליכים, המשתייכים לקטגוריה מסוימת, ואשר באמצעותם אפשר להעריך האם ממשק היער הוא בר-קיימא. לכל קריטריון יש שורה של אינדיקטורים שניתן לנטר תקופתית כדי לאמוד שינויים. האינדיקטור הוא מדד איכותי או כמותי לאחד ההיבטים של הקריטריון (Canadian Forest Service 1997). הקריטריונים והאינדיקטורים נועדו להוות בסיס לניטור מצבו של היער ולרמת ההתקדמות שלו לעבר מצב של קיימות (Anon. 1995; Mendoza & Prabhu 2004). מערך אופרטיבי של קריטריונים ואינדיקטורים יוצר מסגרת הנסמכת על פעילות מדעית, ועליה ניתן לבסס מדיניות פעולה מעשית (Hall 2001). כמו אינדיקטורים כלכליים (שער הריבית או שיעור האינפלציה), המשמשים גורמי ממשל בהערכת מצב כלכלת המשק, כך האינדיקטורים לקיימות משמשים את מקבלי ההחלטות כדי לנקוט פעולות שיובילו את היער למצב הרצוי.

"ממשק יער בר-קיימא", מושג חדש-ישן

על-פי תיאור ציוני הדרך ניתן להתרשם כי ממשק יער בר-קיימא הוא תולדה של 20 השנים האחרונות בלבד, ולא היא. עדויות כתובות לעיסוק בממשק יער בר-קיימא במרכז אירופה (גרמניה, אוסטריה, צ'כיה-סלובקיה), כולל השימוש במושג "קיימות" בגרמנית (*Nachhaltigkeit*), מצויות כבר מהמאה ה-17 (Schuler 2000). היערות באזורים אלה היוו אז מקור קיומי ותרבותי חשוב. עם התפתחות האוכלוסיה והניצול המואץ של עצי היער לבניה ולהפקת אנרגיה חוסלו יערות טבעיים על-פני שטחים נרחבים. בתחילת המאה ה-18 פורסמה הוראה מפורטת של מושל מחוז זקסן בגרמניה לניהול בר-קיימא של יערות המחוז. היערות באזור זה נוצלו באופן אינטנסיבי להקמה והפעלה של מרות המלח, שהיוו מקור הכנסה חשוב ביותר. המשמעות של ממשק יער בר-קיימא נגזרה אז, בראש ובראשונה, מהצורך להבטיח אספקה מתמשכת של עץ לצרכים השונים. במהלך השנים עלתה גם המודעות באשר לקשר בין כריתת היערות לתופעות של סחיפת קרקע, שיטפונות ומפולות שלג ובכך הורחבה המשמעות של ממשק יער בר-קיימא (Schuler 2000).

הגדרות לממשק יער בר-קיימא

למרות פירושים והגדרות שונים למושג "קיימות", מאפיינים אחדים חוזרים ועולים באופן עקבי: רציפות לאורך זמן (Conway 1994; Gray 1991), ניצול משאבים מבלי לפגוע "בבריאותם" ובכושר הייצור שלהם (Costanza et al. 1992) ואינטגרציה של מרכיבים כלכליים, סביבתיים וחברתיים בניהול המשאבים (Renning Wiggering 1997; Munda 1995; Hermanides & Nijkamp 1998). הגישה של פיתוח בר-קיימא משקפת את המחויבות ההולכת וגוברת לניהול סביבתי מושכל מתוך הכרה בכך שמשאבי הטבע אינם רק נכסים שאותם ירשנו מן העבר אלא שמוטל עלינו גם להורישם במצב טוב לדורות העתיד (WCED 1987) ממשק יער בר-קיימא הוא תולדה ישירה של גישה זו. לכן הפעולות היעריניות חייבות לשמר את כושר הייצור וההתחדשות של יערות ובאותה עת להגן על ערכי נוף, בתי גידול טבעיים ואף נכסי תרבות (Hall 2001).

Wang (2004) הגדיר ממשק יער בר-קיימא: "דרכים ותהליכים של ניהול משאבי היער כדי לענות על צרכי החברה האנושית בהווה ובעתיד, מבלי לפגוע בתכולתו האקולוגית ובפוטנציאל ההתחדשות הטבעית של היער". Smith & Jenkins (1999) תיארו ממשק יער בר-קיימא כמגמה של מעברים ביניהם: המעבר מסילביקולטורה (יערות) לאקוולטורה (פיתוח אקולוגי של משאבי היער), מכמות לאיכות, מעצים

כמה דוגמאות לאינדיקטורים מקובלים, שאותם ניתן למדוד ולנטר כדי להעריך את מידת "הקיימות".

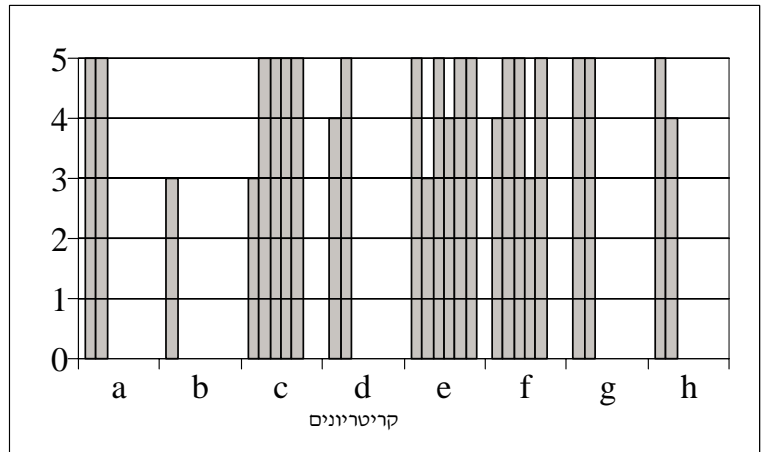
כיצד ניתן לאמוד את קיימות היער

אין קריטריון כוללני יחיד שיכול להוות מדד לקיימות. רק ניתוח המשלב ומשקל את הקריטריונים והאינדיקטורים השונים יכול בסופו של דבר ליצור מדד למידת הקיימות של יער. יש שיטות שונות לחישוב משוקלל של קיימות; לדוגמא, Mendoza & Prabhu (2000c) פיתחו שיטה של קומבינציה ליניארית משוקללת. חישוב הקיימות בדרך זו מבוסס על נוסחה המשקללת את הרמה שבה מצוי כל אחד מהאינדיקטורים ביחס לערך מטרה, ואת מידת החשיבות היחסית של האינדיקטורים השונים.

בבואנו להעריך את רמת הקיימות של היער לא די בחישוב המצטבר של האינדיקטורים השונים. עלינו לקחת בחשבון גם השפעות ביניהם. תיאור מפורט של השיטות לחישובים כאלה חורג מתחום העניין של מאמר זה; נציין רק, כי אלה שיטות שניתן לכנותן באופן כללי ניתוח רב-קריטריוני (MCA) ואשר רמת המורכבות שלהם משתנית בהתאם לרמת הידע ולאיתות הנתונים (Turner et al. 2002; Mendoza & Prabhu 2003). יש לציין כי ככל שאנו עולים ברמת המורכבות של הניתוח והשקלול, עלול הערך הסופי המתקבל להיות פחות ופחות מוחשי ומוכן. המחשה פשוטה למידת קיימות היער ניתן ליצור באמצעות דיאגרמה של "פרופיל קיימות" (Morsek 2001). כדי ליצור את הפרופיל מדרגים בנפרד כל אחד מהאינדיקטורים על-פי מצבו ביחס למצב המטרה, ומציגים את התוצאות בצורה גראפית. יתרונה של השיטה שהיא בונה תמונה כללית בלא צורך בשיטות חיבור מורכבות ומודלים מסובכים. באיור מס' 1 מוצג פרופיל הקיימות כפי שבוצע ביער רב-תכליתי (Multiple use forest) באונטריו, קנדה. במקרה זה ערכי המטרה נקבעו על-פי הערכים המצויים ביערות הטבעיים באזור, בהתאם לשימושים השונים (ייצור עצה, ציד ודיג, נופש וחינוך) תוך קיום ממשק המכוון את היער למצב "טבעי" ככל האפשר.

מידת החשיבות והערך הרצוי בכל אינדיקטור

הערכה נאותה של רמת החשיבות של כל אינדיקטור, של ערכו הרצוי ושל המידה שבה היער הנבדק קרוב לערך המטרה, חייבת להתבסס על ידע והבנה מעמיקה של היער ושל המערכות הכלכליות, החברתיות והתרבותיות הקשורות בו. בעוד שקל יחסית להסכים על הקריטריונים והאינדיקטורים להערכת הקיימות, קשה הרבה יותר להגיע להסכמה באשר לחשיבותם היחסית וערכיהם הרצויים ואף באשר לאופטימיזציה של הממשק לקידום רמת הקיימות.



איור 1: פרופיל הקיימות של יער רב-תכליתי באונטריו, קנדה. האותיות (a-h) מייצגות את הקריטריונים. העמודות מייצגות את האינדיקטורים לכל קריטריון. הציון בין 1 ל-5 מייצג את המצב של כל אינדיקטור בהשוואה למצב הרצוי ("הטבעי"). הקריטריונים: a שטח היער וצפיפות הכבישים; b חלוקת היער לאזורי שימוש שונים; c מצב הקרקע; d הרכב מיני העצים; e תהליכים דינמיים ביער; f מגוון הצומח; g מגוון בעלי חיים; h רמת פעילות הנופש ביער (Morsek 2001).

קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא מחולקים לרוב לרמות ביצוע שונות. אלה המוגדרים ברמה הלאומית נועדו לקידום פעולות של מדיניות, כגון חקיקת חוקים ותיקון תקנות, וכן כמסגרת לגיבוש הקריטריונים והאינדיקטורים של הרמה המקומית. הגדרות ברמה המקומית או ברמת היער נועדו לכוון את פעולות הממשק הספציפיות הננקטות בשטח זה או אחר. פעולות אלה יכולות להשתנות בין יער ליער וכן בין אזורים שונים באותו יער (Castañeda 2000). לשם הדגמה נציג את קריטריון המגוון הביולוגי. המטרה, ברמה הגלובלית, היא שימור מספר מינים רב ככל שניתן. ברמה הלאומית יינתן הדגש לשימור מינים ותצורות צומח מסוימות המאפיינות את חבל הארץ, התרבות וההיסטוריה המקומית (מינים אנדמיים, נדירים או בולטים); במסגרת זו יוגדרו מינים מוגנים, יוכרוזו שמורות טבע וינקטו פעולות אכיפה; ברמת היער או האזור בתוך היער, תוגדר מטרת ממשק ברורה, כמו שימור מין מסוים שבסכנת הכחדה, השבת מינים שנעלמו מהאזור, טיפוח תצורת צומח מסוימת וכדומה. מטרה זו יכולה להיות אחת ממספר מטרות ממשק אופרטיבי. מערכים מפורטים של קריטריונים ואינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא פותחו ב-15 השנים האחרונות על ידי התארגנויות בין לאומיות שונות לסוגי יער ולאזורים שונים בעולם (טבלה 1). מניתוח שנעשה על-ידי McDonald & Lane (2004) עולה כי למרות ההבדלים בסוגי היער ובאופי המדינות המשתתפות, רשימות הקריטריונים השונות שגובשו לממשק יער בר-קיימא הולכות ומתמקדות לכדי מערך המכיל מרכיבים דומים. טבלה 2 מציגה רשימת קריטריונים החוזרים ומופיעים באופן עקבי במערכים השונים. עבור כל קריטריון מצוינות

טבלה 2: רשימת הקריטריונים המקובלים ודוגמאות של אינדיקטורים לממשק יער בר-קיימא

קריטריונים	אינדיקטורים מקובלים לדוגמא
1. שימור (<i>conservation</i>) של המגוון הביולוגי	<p>א. מגוון מיני העצים וטווח הגילים המרכיב את היער</p> <p>ב. מגוון מיני הצמחים התלויים ביער</p> <p>ג. מגוון מיני בעלי החיים ביער</p> <p>ד. מספר המינים בשטח היער המצויים בסכנת הכחדה</p> <p>ה. המגוון הגנטי בתוך אוכלוסיות העצים ביער</p>
2. שימור (<i>maintenance</i>) כושר הייצור של היער	<p>א. מספר מיני העצים המייצרים עצה בעלת ערך כלכלי (% מכל עצי היער)</p> <p>ב. כמות העצה הנכרתת מידי שנה</p> <p>ג. כמות המוצרים שאינם עצה המופקים מהיער מידי שנה</p>
3. קיום ובריאות היער	<p>א. שטח היער (%) הנתון להשפעת גורמי מחלה, מזיקים או מינים פולשים בעצמה שמעבר לתחום המקובל</p> <p>ב. שטח היער (%) הנתון בסכנת שריפה</p> <p>ג. שטח היער (%) הנתון להשפעתם של מזהמי אוויר ספציפיים</p> <p>ד. שטח היער (%) שבו קטנה נוכחות אורגניזמים המעידים על שינויים אקולוגיים משמעותיים</p>
4. קיומם ושימורם של משאבי מים וקרקע ביער	<p>א. שטח היער (%) שבו נצפה סחף קרקע משמעותי</p> <p>ב. אורך מצטבר (%) של ערוצי מים שהוסטו מנתיבם המקורי</p> <p>ג. שטח מאגרי המים ביער, הנתונים לשינויים משמעותיים ברמת המליחות, החומציות, ריכוז החמצן המומס וכדומה</p>
5. קיום התרומה של היער למחזור הפחמן העולמי	<p>א. הביומסה הכללית של היער</p> <p>ב. תרומת היער למאזן הפחמן: קליטה ושחרור פחמן</p> <p>ג. תרומת מוצרי היער למאזן הפחמן</p>
6. קיום וקידום (<i>enhancement</i>) ארוך טווח של תועלות (<i>benefits</i>) חברתיות וכלכליות	<p>א. כמות וערך תוצרי העץ של היער</p> <p>ב. כמות וערך מוצרים שאינם עץ</p> <p>ג. שיעור המיחזור (<i>recycling</i>) של מוצרי היער</p> <p>ד. שטח היער (%) המשמש לתיירות ונופש</p> <p>ה. מספר ימי הביקור של מבקרים ליחידת שטח</p> <p>ו. רמת ההשקעה הכספית ביער</p> <p>ז. רמת ההשקעה הכספית במחקר ביער</p> <p>ח. מספר המשרות הקשורות ביער</p>
7. מסגרת חוקית, ממסדית וכלכלית לניהול היער	<p>א. המידה שבה מערכת החוק עוזרת למנהלי היער לשמר ערכים סביבתיים, תרבותיים, חברתיים ומדעיים</p> <p>ב. המידה שבה המערכת הממסדית אוכפת חוקים, תקנות ודפוסי פעולה הקשורים בממשק יער בר-קיימא</p> <p>ג. המידה שבה הממסד מקדם את החינוך והמודעות הציבורית, משתף את הציבור ומספק לו אינפורמציה אודות היער</p> <p>ד. מידת היכולת לנטר ולספק נתונים עקביים ואמינים באשר למצב היער בהתייחס לאינדיקטורים השונים (בהשוואה למדינות אחרות)</p> <p>ה. רמת המחקר והידע המדעי על אקוסיסטמת היער</p>

קריטריונים, ניטור ולימוד השיטות להערכת קיימות היער, יישום הגישה בניהול היער עדיין מהווה אתגר מורכב (FAO 2005).

במובן הבסיסי והפשטני ביותר, ממשק יער בר-קיימא מבוסס על ניצול היער בשיעור שאינו עולה על כושר הייצור והחידוש שלו. מחזורי הכריתה מחד והפעולות היעורניות להגברת קצב הצימוח ועידוד ההתחדשות מאידך יכולים על-כן להוות את הבסיס לממשק יער בר-קיימא. (Castañeda 2000) מתאר ממשק של יערות מחטניים בספרד, המבוסס על צפיפויות נטיעה, שיעורי דילול ומחזורי כריתה תחת הכותרת של ממשק יער בר-קיימא. נטיעה וכריתה מחזורית של יערות היא שיטה נפוצה, פשוטה ליישום ובעלת יתרונות כלכליים מסוימים. אולם גישה זו יוצרת לרוב יער חד-גילי וחד-מיני המתאפיין במגוון ביולוגי נמוך, רגישות להתפשטות מחלות ומזיקים וכן סיכון גבוה לסחיפת קרקע והרס בתי גידול בעקבות כריתה מלאה (*clear cutting*) על-פני שטחים נרחבים. מאפיינים אלה אינם עולים בקנה אחד עם רעיון הקיימות כפי שמבינים אותו כיום.

כמענה אפשרי לבעיות אלה, שבה ותופסת חשיבות גישה "היער הרב גילי" (*the uneven-aged forest*) או כמו שנהוג גם לכנותה "*continuous cover forestry*", יערנות של כיסוי מתמיד (Pummerening & Murphy 2004). גישה זו, בעיקרה, חותרת ליצירת יער בעל רמת כיסוי וצפיפות קבועים בזמן ובמרחב. אחידות זו מושגת ביער במגוון גילים ומינים, המתקיים במספר קומות ובמחזוריות הדומה לזו שביערות טבעיים (Ciasio & Nocentini, 2001). ליער הרב-גילי כמה מאפיינים וביניהם: 1) רמת כיסוי גבוהה ורצופה; 2) התחדשות רציפה; 3) פעילות פוטוסינתטית גבוהה עקב ניצול רב של הממד האנכי; 4) הרכב מינים מגוון; 5) צפיפות נמוכה (ביומסה/שטח) יחסית ליערות חד-גיליים בוגרים, אך בעלת פיזור אחיד בזמן ובמרחב (6) כריתה בררנית על-פי קריטריונים כגון קוטר הגזע, וזאת להבדיל מכריתה מלאה על-פני שטחים נרחבים (Ciasio & Nocentini 2001). הכיסוי הרצוף של היער הרב-גילי וההימנעות מכריתה מלאה יכולים למנוע סחיפת קרקע, פגיעה בנוף והרס מאסיבי של בתי גידול. המורכבות המבנית ומגוון מיני העצים יכולים לתרום להגדלת המגוון הביולוגי ביער (ציפורים, יונקים, חרקים וכו') (Ambuel & Tample 1983; Hansen et al. 1991, לשיפור העמידות בפני התפשטות מחלות ומזיקים (Hunter 1990; Nyland 2003) וכן להעלאת ערכו התיירותי של היער (Jephcott 2002; Nyland 2003). ייצור העצה ביערות מעין אלה אינו בהכרח נמוך יותר (Pretzsch 2002), אך הממשק היערי מורכב ודורש כוח אדם מיומן והכרה אינטימית של היער על מיניו השונים (Hotvedt & Ward 1991).

Lindemayer & Franklin (1997) מרחיבים ומפרטים שורה של עקרונות לממשק יער בר-קיימא בהתייחסם ליערות

את בחירת הקריטריונים והאינדיקטורים המתאימים ליער מסוים, וכן את קביעת החשיבות היחסית והערך הרצוי של כל מרכיב, נהוג לבצע בתהליך מובנה. Finegan & McGinley (2003) ו-Mendoza & Prabhu (2003) מתארים בפירוט תהליכים מעין אלה, שבוצעו לאחרונה בקוסטה-ריקה, ניקראגואה וזימבבואה. קבוצות הערכה המורכבות מאנשי מקצוע שונים אשר מייצגים באופן פרופורציונאלי היבטים שונים של היער, התבקשו לגבש רשימת קריטריונים ואינדיקטורים ולהעריכם לפי היותם מוגדרים כהלכה, ניתנים למדידה ונשענים על אינפורמציה זמינה ואמינה, המידה שבה הם משקפים קיימות והרלוונטיות שלהם ליער המסוים. בהמשך דרגו חברי הצוות את האלמנטים השונים בהתאם לרמת החשיבות היחסית שלהם לקיימות היער. כמו-כן הציעו ערכי מטרה לכל אינדיקטור. בחישוב הממוצעים של ההערכות של חברי הקבוצה ניתן גם ערך לשונות התוצאות, כמדד המייצג את מידת ההסכמה בין הדיסציפלינות השונות. קריטריונים ואינדיקטורים שבהם התגלתה שונות גבוהה הוחזרו להערכה מחודשת. בשלב האחרון, ואולי המורכב ביותר, נדרשו בעלי המקצוע לקבוע לגבי כל אחד מהאינדיקטורים על אילו אינדיקטורים אחרים הוא משפיע ובאיזו מידה (למשל צפיפות העצים משפיעה על מגוון הצומח בתת-היער) (Mendoza & Prabhu 2003).

ככל שאנשי המקצוע המייצגים דיסציפלינות ואינטרסים שונים רואים עין בעין את רמת החשיבות והערך הרצוי של האלמנטים השונים, כך קל יותר לגבש מערך עבודה לממשק יער בר-קיימא. עם זאת, במקרים רבים דעותיהם של בעלי העניין אודות רמת החשיבות של קריטריון זה או אחר שונות ולעיתים אף מנוגדות. דוגמא לכך היא הקונפליקט הקיים במקרים רבים בין גורמים המעוניינים בהפקת תועלת כלכלית מרְבִּית מהיער (עצה, ציד, פעילות נופש) לבין אלה העוסקים בשימור ערכים סביבתיים (שימור טבע). בהתייחס לסוגיה זו ניתן לציין שתי תפיסות קיימות: האחת גורסת שממשק יער בר-קיימא הוא פעולה החותרת לאיזון תוך מקסימיזציה של שלוש מערכות של ערכים: אקולוגיים, כלכליים וחברתיים (Elkington 1997). לפי התפיסה האחרת, המחמירה יותר, הפעילות הכלכלית-חברתית ביער תבצע אך ורק במסגרת המגבלות האקולוגיות של היער. לדוגמא, שיעור הפקת "מוצרי היער" אסור שיעלה על כושר ההתחדשות הטבעית שלהם (Prugh 1995). בהתייחס לשתי הגישות שהוצגו, חשוב לזכור כי מגבלות או גבולות האקוסיסטמה אינן ידועות לנו במלואן. לפיכך, על פעולות הממשק להתחשב בסיכונים הכרוכים בניצול משאבי היער וכן להיות ננות התאמה לתנאים המשתנים ולידע הנצבר (Raison et al. 2001).

ממשק יער בר-קיימא הלכה למעשה

למרות המאמץ הרב שהושקע בשנים האחרונות בקביעת

יהיה לנהל אותו מתוך ראייה רחבה והתחשבות מרבית בערכים אחרים.

ממשק יער בר-קיימא, כפי שהוא מוגדר כיום, הוא אתגר מרתק ומורכב ביותר, אלא שכאן גם טמונה בעייתו העיקרית: המורכבות העצומה, מגוון האפשרויות והאלמנט הסובייקטיבי בקביעת סדר עדיפויות לתפקידי היער, מעמידים את קובעי המדיניות בפני בעיה לא פשוטה. McDonald & Lane (2002) הציעו שהציבור המקיים יחסי גומלין עם היער הוא שצריך לקבוע את התמהיל של ערכים סביבתיים, חברתיים וכלכליים ליצירת ממשק יער בר-קיימא. אלא שיצירת תמהיל כזה מחייבת הבנה מעמיקה וידע רב במגוון של תחומים שאיננו קיים אצל ציבור זה. להבדיל מתחומים כמו כלכלה או ביטחון, שבהם הציבור לא בהכרח מבין אך חש על בשרו את תוצאות המדיניות של מקבלי ההחלטות, קיימות היער, על היבטיה השונים, אינה דבר מוחשי. יצירת מנגנון מתאים לקביעת המטרות וסדר העדיפויות היא, על-כן, אתגר בפני עצמו.

ומה בישראל? בישראל יש כמה טיפוסים יער, מיערות מחטניים או איקליפטוסים נטועים המאופיינים במבנה חד-מיני וחד-גילי, עבור דרך יערות נטועים ותיקים שחלקם כיום במבנה רב-גילי ועד חורש ים-תיכוני מגוון ומורכב המבוסס על צומח מקומי, שהתפתח לצד פעילות האדם במשך שנים רבות. דגשים עיקריים של הגופים המייערים, כמו כיבוש שטח, "הפרחת השממה" ויצירת תעסוקה, שאפיינו את ימי קום המדינה, מוסבים בהדרגה לכיוונים אחרים, שבבסיסם יצירת יער רב-תכליתי בעל יעודים נופיים, אקולוגיים, תיירותיים וכלכליים (ברנשטיין וחבוריה 1996, גינסברג 2003). הגדרת ייעודיו ויעדיו של היער בישראל, קביעת סדר העדיפויות בכל אחד מטיפוסי היער הקיימים (תמ"א 22) וגיבוש מערך קריטריונים ואינדקטורים מוסכמים ושימיים, יכולים להוות בסיס לממשק יער בר-קיימא בישראל. תהליך זה צריך להישען על הבסיס שכבר התהווה והוגדר במקומות אחרים אך יש בו גם המרכיב הייחודי (מהות היער הארץ-ישראלי), שחובה עלינו להגדירו ולאפיינו כצעד מפתח בקביעת ממשק היערות בארץ.

איקליפטוס באוסטרליה (Australian mountain ash forests), המנוצלים באופן אינטנסיבי להפקת עצה, ביניהם: (1) הארכת מחזורי הכריתה; (2) השארת אלמנטים מבניים כגון עצים זקנים, עצים מתים עומדים, גזעים שוכבים וכתמים של תת-יער באזורים הכרותים, כמעין "סירות הצלה" להמשך קיומם של מינים תלויי יער; (3) השארת מסדרונות לא כרותים ליצירת רצף של שטח מכוסה שיאפשר תנועה והפצה של מינים בחסות היער; (4) הגדרת אזורי חיץ בלתי כרותים סביב שמורות טבע; (5) יישום של מגוון משטרי כריתה ופעולות ממשק במרחב לפיזור סיכונים, הגברת המורכבות והמגוון של היער ולימוד השפעת פעולות הממשק השונות (adaptive management) ו-6) ניטור וליווי מדעי ארוך טווח כחלק אינטגרלי בממשק היער. נוסף לכל אלה, הכותבים מדגישים את הצורך בהפחתת שעורי הכריתה ובאימוץ הגישה המייעדת את היער למטרות נוספות מלבד הפקת עצה.

סיכום

החשיבות שבקיימות היער מוכרת על-ידי החברה האנושית באזורים שונים בעולם מזה מאות שנים. תלותו של האדם במשאב זה בעבר לאספקת צרכיו הבסיסיים ביותר (החל בעריסה וכלה בארון המתים...) סביר שאף חידדה צורך זה. יחד עם זאת, ממשק יער בר-קיימא, במובנו העכשווי, משקף תפיסה רחבה יותר והבנה מעמיקה יותר באשר לפעולות האדם והשפעותיהן על הסובב אותנו בהווה ובעתיד. השימוש בקריטריונים ואינדקטורים לקיימות נועד ליצור מערך עבודה מובנה לניהול בר-קיימא של משאב היער. מערך עבודה מעין זה חייב להסתמך על ידע מדעי ועל ניטור מתמשך, תוך התחשבות במגוון גורמים המשפיעים על היער, ומושפעים מתפקודו ומאופן ניהולו. הקריטריונים לקיימות צריכים להתבסס על מטרות וסדר עדיפויות ברורים ומוסכמים. הדגשים ישתנו, מן הסתם, בין ממשק המציב בראש סדר העדיפויות שימור מינים (שמורת טבע), ממשק רב-תכליתי המשלב יעדים תיירותיים, אקולוגיים וכלכליים או ממשק של ייצור עצה אינטנסיבי. לאחר שיוגדרו המטרות העיקריות של היער ניתן

מקורות

ברנשטיין איריס, צורף חנוך וסהר חיים (1996) השריפה בהרי יהודה 1995- תכניות לשיקום השטח השרוף. אקולוגיה וסביבה 3: 133-136

גינסברג פול (2003), ייעור אקולוגי ככלי לפיתוח נוף בר-קיימא באזורים צחיחים וים תיכוניים בישראל, יער 3: 2-7

המקורות בלועזית מופיעים בהמשך לתקצירים באנגלית, בעמוד IV.

Continued bibliography for “Sustainable Forest Management” – What is it? – a Review

- Ambuel B. & Tample S.A., 1983. Area-dependent changes in the bird communities and vegetation of the S. Wisconsin Forests. *Ecology* 64, 1057-1068
- Anonymous, 1995. Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests. The Montreal Process, Canadian Forest Service, Ottawa, 27 p
- Anonymous, 1995. Pan-European Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management. Annex 1 of the Resolution 1, Lisbon, Vienna Liaison Unit
- Castañeda, F., 2000. Criteria and indicators for sustainable forest management: international processes, current status and the way ahead. *Unasylva* 51(203)
- Ciasio O. & Nocentini S., 2001. Conceptual issues of close to nature silviculture and biodiversity conservation in Mediterranean countries and related monitoring requirements. IUFRO Conference: Collecting and Analyzing Information for Sustainable forest Management and Biodiversity Monitoring with Special Reference to Mediterranean Ecosystems, Palermo, Sicily (Italy), 4-7 December 2001
- Conway, G.R., 1994. Sustainability in agricultural development: trade-offs with productivity, stability and equitability. *J. Farm. Syst. Res. Ext.* 4 (2), 1–14
- Costanza, R., Norton, B. & Haskell, B.D., 1992. *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington, DC, U.S.A
- Elkington, J., 1997. *Cannibals with Forks: the Triple-bottom-line of 21st Century Business*. Oxford, Capston
- FAO (Food and Agricultural Organization), 2005. *State of the world's forests*. 153 pp
- Fabbio, G. et al. 2003. Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe - the Mediterranean region. *Journal of Environmental Management* 67(1): 67-76
- Forestry Working Group, 1995. Criteria and Indicators for the Conservation and Sustainable Management of Temperate and Boreal Forests. The Montreal Process Ottawa Canadian Forest Service
- Gray, R., 1991. Economic measures of sustainability. *Can. J. Agric. Econom.* 39, 627- 635
- Hall, J. P. 2001, Criteria and indicators of sustainable forest management *Environmental Monitoring and Assessment* 67(1-2): 109-119
- Hansen A.J., Spies T.A., Swanson F.J. & Ohmann J.L., 1991. Conserving biodiversity in managed forests: lessons from natural forests. *Bioscience* 41(6), 382-392
- Hendricks, R. L. 2003. International dialogue on sustainable forest management - The US response. *Journal of Forestry* 101(5): 46-49
- Hermanides, G. & Nijkamp, P., 1998. Multicriteria evaluation of sustainable agricultural land use: a case study of Lesvos. In: Beinat, E., Nijkamp, P. (Eds.), *Multicriteria Analysis for Land Use Management*. Kluwer, Dordrecht
- Hotvedt J.E. & Ward K.B., 1991. A dynamic programming optimization model for uneven-aged loblolly-shortleaf pine stands in the mid-south. In: Hickman C.A. (Ed.), *Proceedings of the Southern Forest Economics Workshop on Evaluating Even and All Aged Timber Management Options for Southern Forest Lands*, 29-30 March 1990, Monroe, L.A. GTR 50-79, USDA Forest Service, Southern experiment station, New Orleans, L.A., pp. 35-43
- Hunter Jr. M.L., 1990. *Wildlife, Forests and Forestry: Principles of Managing Forests for Biodiversity*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J., 370 pp
- ITTO, 1998. *Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Natural Tropical Forests*. ITTO.Yokohama
- ITTO, 2002. *Manual for the Application of Criteria and Indicators for the Sustainable Management of Natural Tropical Timber Forests*. ITTO.Yokohama
- ITTO News release. 2004. ITTO adopts simpler criteria and indicators. Yokohama, Japan
- Jephcott R.A.E., 2002. Considerations required for the development of an educational interpretative trail including an evaluation of the public preferences and perceptions of forests. M. Sc. dissertation, University of Wales, Bangor
- Jenkins, M.B. & Smith, E.T., 1999. *The Business of Sustainable Forestry Strategies for an Industry in Transition*. Island Press, Washington, DC
- Lamnerts van Bueren & E.M., Blom, F., 1997. Hierarchical Framework for the Formulation of Sustainable Forest Management Standards. *Veeman Druckers, The Netherlands*, pp. 82
- McDonald, G.T. & Lane, M.B., 2002. Forest management systems evaluation using ISO 14000. *J. Environ. Plann. Manage.* 45, 633–652

- McDonald, G. T. & Lane, M. B. 2004, Converging global indicators for sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6(1): 63-70
- McGinley, K. & Finegan, B. 2003. The ecological sustainability of tropical forest management: evaluation of the national forest management standards of Costa Rica and Nicaragua, with emphasis on the need for adaptive management. *Forest Policy and Economics* 5(4): 421-431
- MCPFE Expert Level Meeting. 2002. Improved Pan-European Indicators for Sustainable Forest Management, Vienna, Austria
- Mendoza, G.A., Prabhu, R., 2000a. Multiple criteria decision making approaches to assessing Forest sustainability using criteria and indicators: a case study. *Forest Ecology and Management*. 131: 107–126
- Mendoza, G.A. & Prabhu, R., 2000b. Integrating multiple criteria decision making and geographic information systems for assessing sustainability of tropical forests. In: *Proceedings of the 2nd International Conference on Multiple Objective Decision Support Systems (MODSS) for Managing Watersheds and Natural Resources*, August 1–6, 1999 Brisbane, Australia
- Mendoza, G. A. & Prabhu, R. 2003, Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and Management* 174(1-3): 329-343
- Mendoza, G. A. & Prabhu, R. 2004. Fuzzy methods for assessing criteria and indicators of sustainable forest management. *Ecological Indicators* 3(4): 227-236
- Morsek, T. 2001. Developing and testing of a method for the analysis and assessment of multiple forest use from a forest conservation perspective. *Forest Ecology and Management* 140(1): 65-74
- Munda, G., 1995. *Fuzzy Information on Multi-Criteria Environmental Models*. Physika-Verlag, Heidelberg
- Nyland R.D., 2003. Even- to uneven-aged :the challenges of conversion. *Forest Ecology and Management*. 17(2), 291–300
- Prugh, T., 1995. *Natural Capital and Human Economic Survival*. International Society for Ecological Economics Press, Solomon, USA
- Pummerening A & Murphy S.T., 2004. A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry* 77(1), 27-44
- Raison, R.J., Brown, A.G. & Flinn, D.W., 2001. *Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management*. London, IUFRO Research series Number 7, CABI Publishing
- Renning, K. & Wiggering, H., 1997. Steps towards indicators of sustainable development: linking economic and ecological concepts. *Ecol. Econ.* 20, 25–36
- Scarascia-Mugnozza, G. Oswald, H. et al. 2000, Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132(1): 97- 109
- Schuler A., 2000. Von der Nachhaltigkeit als Beschränkung zur nachhaltigen Entwicklung als Program. *Schweis. Z. Forstwes.* 151(12), 497-501
- Turner, B. J., et al. 2002. Optimisation modelling of sustainable forest management at the regional level: an Australian example. *Ecological Modelling* 153(1-2): 157-179
- UNCED Earth Summit. 1992. Non-legally binding authoritative statement of principles for a global consensus on the management, conservation and sustainable development of all types of forests. A. conf.151/26 vol. 3 Rio De Janeiro, Brazil
- Wang, S. 2004. One hundred faces of sustainable forest management. *Forest Policy and Economics* 6(3-4): 205-213
- World Commission on Economic Development: 1987. *Our Common Future*, Oxford University Press, 400 p