

Elenberg's Ecological Indicator Values to Predict some Soil Factors in Salaheddinkola Forests of Nowshahr, Iran

Samaneh Tavakoli¹, Hamid Ejtehadi^{2*}, Omid Esmailzadeh³

¹ Ph.D. Student of Quantitative Plant Ecology and Biodiversity Research Laboratory, Department of Biology, Faculty of Science, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

² Professor, Quantitative Plant Ecology and Biodiversity Research Laboratory, Department of Biology, Faculty of Science, Ferdowsi University of Mashhad, Mashhad, Iran

³ Assistant Professor, Department of Forest Sciences and Engineering, Faculty of Natural Resources and Marine Science, Tarbiat Modares University, Tehran, Iran

Abstract

One of the most commonly used methods for estimating environmental conditions using plants is the use of Elenberg Indicator values. However, due to objections to the Elenberger system (including caution in its use outside Central Europe), in this study, in addition to EIVs, three calibration methods (weighted averaging, species response curves by using HOF models, adjusting the original EIVs with respect to a measured gradient using the HOF models) were used to calculate indicator values (IVs) of species in a Hyrcanian forest for two environmental factors (soil reaction or acidity (R) and nitrogen (N)). Also, two bioindication methods WA1 (cover-weighted average) and WA2 (cover-weighted average based on reciprocal squared tolerance values) were used to predict mean R and N values using EIVs, IVs and cover of species for each releve. Then, the regression of the mean values of environmental factors against the measured environmental values in each releve was performed. In general the performance of bioindication methods for soil acidity and nitrogen varied from 1.35-32.5% and 3.6-36.7% of the explained variance, respectively. In addition, calibration methods (especially the weighted average method) resulted in better results compared to Elenberg values.

Keywords: Soil Nitrogen and Acidity, Calibration, Weighted Averaging, HOF Model.

* hejtehadi@um.ac.ir

ارزیابی عملکرد ارزش‌های شاخص بوم‌شناختی النبرگ در پیش‌بینی برخی ویژگی‌های خاک در جنگل صلاح‌الدین کلا نوشهر

سمانه توکلی^۱، حمید اجتهادی^{۲*}، امید اسماعیل‌زاده^۳

^۱ دانشجوی دکتری اکولوژی گیاهی، آزمایشگاه تحقیقاتی اکولوژی آماری و تنوع زیستی گیاهی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران
^۲ استاد، گروه زیست‌شناسی، آزمایشگاه تحقیقاتی اکولوژی آماری و تنوع زیستی گیاهی، دانشکده علوم، دانشگاه فردوسی مشهد، مشهد، ایران
^۳ استادیار، گروه جنگلداری، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران

چکیده

استفاده از ارزش‌های شاخص النبرگ یکی از رایج‌ترین روش‌ها در تخمین شرایط محیطی با استفاده از گیاهان است؛ هرچند به‌علت ایرادهای وارد بر سیستم النبرگ از جمله احتیاط در استفاده از آن خارج از اروپای مرکزی، در پژوهش حاضر علاوه بر ارائه ارزش شاخص النبرگ مربوط به دو عامل محیطی اسیدیته و ازت خاک، از سه روش کالیبراسیون (میانگین وزنی، منحنی پاسخ گونه‌ها بر اساس مدل HOF و کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF) برای برآورد ارزش‌های شاخص محلی استفاده شد؛ همچنین با استفاده از دو روش نشان زیستی (میانگین وزنی معمولی WAI و میانگین وزنی بر اساس معکوس مجذور مقادیر بردباری WA2)، متوسط عوامل محیطی مدنظر در هر رله بر اساس درصد پوشش گونه‌ها و مقادیر ارزش‌های شاخص (النبرگ و محلی) محاسبه شد؛ سپس رگرسیون مقادیر متوسط عوامل محیطی در برابر مقادیر محیطی اندازه‌گیری‌شده در هر رله انجام شد. به‌طور کلی عملکرد روش‌های نشان زیستی برای عامل واکنش خاک از ۱/۳۵ تا ۳۲/۵ درصد و برای عامل ازت خاک WAI از ۳/۶ تا ۳۶/۷ درصد متفاوت بود؛ همچنین نشان زیستی با استفاده از روش‌های کالیبراسیون (به‌ویژه روش میانگین وزنی) در مقایسه با ارزش النبرگ به نتایج بهتری منجر شد.

واژه‌های کلیدی: نیتروژن و اسیدیته خاک، کالیبراسیون، میانگین وزنی، مدل HOF.

مقدمه

تصمیم‌گیری درباره ویژگی‌های محیطی استفاده شود. گیاهان، نشانگرهای زیستی (Bioindicators) هستند که مقادیر عوامل محیطی را به‌طور دقیق منعکس می‌کنند و آنچه را سریع درک نمی‌شود، نمایان می‌کنند (Szymura et al., 2014; Diekmann, 2003). بیشتر گیاهان با یک یا چند روش به‌شکل نشانگرهای زیستی عمل می‌کنند؛ یکی از رایج‌ترین

حضور و وفور گونه‌های مختلف گیاهی، اکولوژیست‌ها را قادر می‌کند درباره شرایط حاکم بر محیط زیست اظهار نظر کنند (Schaffers and Sykora, 2000)؛ درحقیقت، نظریه نیچ اکولوژیک گونه‌ها این امکان را فراهم می‌کند تا از ترکیب گونه‌ای برای

* hejtehadi@um.ac.ir

Copyright©2019, University of Isfahan. This is an Open Access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License (<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0>), which permits others to download this work and share it with others as long as they credit it, but they cannot change it in any way or use it commercially.

Doi: 10.22108/tbj.2019.117404.1089

به‌طور کلی، استفاده از گیاهان برای اندازه‌گیری ویژگی‌های محیطی (نشان زیستی: Bioindication) مزیت‌های عمده‌ای دارد که از جمله آنها عبارتند از: تخمین مقادیر محیطی در زمانی که اطلاعاتی از آنها وجود ندارد یا اندازه‌گیری آنها به هر علتی امکان‌پذیر نیست؛ برای نمونه، هنگام تجزیه و تحلیل داده‌های تاریخی، استفاده از ترکیب گونه‌ای برای تخمین عوامل محیطی بسیار ارزشمند است. بازسازی‌های محیطی دیرینه‌شناسی از روابط اقلیم-گونه استفاده می‌کنند تا بر اساس گزارش‌های فسیلی مشابه، استنباطی از شرایط اقلیمی گذشته به دست آورند (Szymura *et al.*, 2014). این مزایا سبب شده‌اند اکولوژیست‌ها به‌طور گسترده از نشان زیستی استفاده کنند (Wamelink *et al.*, 2005; Peppler-Lisbach, 2008; Szymura *et al.*, 2014; Zuquim *et al.*, 2014)؛ با وجود این، در ایران به‌طور بسیار محدود و نمونه‌ای از آن استفاده شده است که از جمله آنها، مطالعه Karamdar و همکاران (۱۳۹۴) در رویشگاه‌های شمشاد هیرکانی اشاره است که در آن مانند سایر مطالعه‌ها در حوزه نشان زیستی از EIV تمام گونه‌های جمع‌آوری شده برای پیش‌بینی ویژگی‌های محیطی استفاده شده است.

عموماً ارزش‌های النبرگ در محاسبه‌ها بر اساس ترکیب کل گونه‌ای استفاده می‌شوند (Schaffers and Sykora, 2000)؛ اما در مطالعه حاضر به‌جای استفاده از تمام گونه‌ها، تنها از گونه‌های معرف موجود در جنگل معتدله هیرکانی برای نشان زیستی استفاده شد. این جنگل‌ها همچون جزیره‌ای در عرصه‌های خشک و استپی اطراف خود قرار گرفته‌اند و صرف‌نظر از زوال و نابودی بسیاری که رخ داده است، همچنان بخش‌هایی از آنها یکی از غنی‌ترین و نادرترین جنگل‌های منطقه به

روش‌ها، ارزش شاخص (Indicator Value) است. النبرگ، نخستین فردی بود که لیستی از ارزش‌های شاخص (EIVs) را برای گیاهان آوندی در اروپای مرکزی ارائه کرد (Diekmann, 2003). در سیستم او، رفتار گونه‌های گیاهی نسبت به برخی عوامل محیطی مانند رطوبت، نور، دما، اسیدیته و ازت خاک در مقیاس ترکیبی اسمی (x) - ترتیبی (۹-۱) رتبه‌دهی می‌شوند (Ellenberg *et al.*, 1992). با وجود استفاده گسترده اکولوژیست‌های گیاهی از EIV، گاهی انتقادهایی درباره این سیستم عنوان شده‌اند: اول آنکه این سیستم برای اروپای مرکزی ارائه شده است و باید در استفاده از آن در دیگر مناطق احتیاط کرد؛ دوم آنکه سیستم عمدتاً بر اساس دانش تجربی است و استفاده از مقیاس‌های دلخواه باعث ایجاد عدم قطعیت‌هایی در نشان زیستی می‌شود (Diekmann, 2003; Balkovič, 2012; Klaus *et al.*, 2012). به‌منظور رفع نقایص یادشده، مقادیر EIV گونه‌ها با مدل‌های آماری مناسب مانند میانگین وزنی (Weighted averaging) یا منحنی‌های پاسخ گونه‌ها مانند مدل HOF (Huisman-Olff-Fresco) کالیبره می‌شوند (Huisman *et al.*, 1993; ter Braak and Barendregt, 1986; Peppler-lisbach, 2008). مدل HOF در مجموع شامل پنج مدل است: مدل I، پاسخ خاصی را در گرادیان محیطی نشان نمی‌دهد؛ مدل II، مدل یکنواخت افزایشی یا کاهش‌ی است؛ مدل III، مدلی آستانه‌ای است که افزایش احتمال حضور گونه پس از رسیدن به مقدار خاص را به‌شکل فلات درمی‌آورد؛ مدل IV، مدل تک‌نمایی متقارن (توزیع نرمال) است؛ مدل V، مدل تک‌نمایی نامتقارن را توصیف می‌کند (Jansen and Oksanen, 2013).

۳۶° عرض شمالی و ۵۱° ۴۳' ۲۰" تا ۵۱° ۴۷' ۳۹" طول شرقی، در محدوده ارتفاعی ۱۰۰ تا ۱۷۰۰ متری از سطح دریا واقع شده است. در بررسی ویژگی‌های هواشناسی منطقه بر اساس اطلاعات ایستگاه هواشناسی سینوپتیک نوشهر و کجور که نزدیک‌ترین ایستگاه هواشناسی به جنگل‌های صلاح‌الدین کلا هستند، متوسط بارندگی سالانه حدود ۱۳۰۰ میلی‌متر و دمای سالانه منطقه حدود ۱۵/۴ درجه سانتی‌گراد برآورد شد (Esmailzadeh et al., 2014).

جمع‌آوری داده‌ها

مطالعه پوشش گیاهی به روش Braun-Blanquet انجام شد (Jennings et al., 2009)؛ به این منظور، ۱۹۸ رلوه ۴۰۰ مترمربعی (۲۰×۲۰ متر) (Dengler et al., 2008) به‌طور انتخابی روی ترانسکت‌هایی اجرا شدند که با فاصله ۲۰۰ متر به‌شکل خطوط مینا در امتداد شیب تغییرات ارتفاع از سطح دریا در نظر گرفته شده بودند. در هر رلوه، فهرست تمام گونه‌های گیاهی همراه با درصد تاج پوشش آنها بر اساس مقیاس فراوانی - غلبه Van der Maarel ثبت شد (Van der Maarel, 1979). در مرکز هر رلوه، نمونه‌برداری خاک به‌طور ترکیبی (با سه تکرار) زیر لایه لاشبرگ در عمق صفر تا ۲۰ سانتی‌متر (Zhang et al., 2011) انجام شد. برای هر یک از رلوه‌ها، اسیدیته خاک با دستگاه pH (مدل ۳۵۰، مارک Jenwey، انگلیس) و به‌کارگیری مخلوط ۱:۲/۵ خاک و آب مقطر و درصد ازت کل با دستگاه سمی کجدال (مدل foss، اسپانیا) اندازه‌گیری شد (Zarrin kafsh, 1993). مقادیر یادشده با عنوان مقادیر واقعی در تجزیه و تحلیل مدنظر قرار گرفتند.

شمار می‌آیند (Naqinezhad et al., 2015). گونه‌های معرف به‌علت دامنه اکولوژیک محدود، تمایل دارند در نواحی با ویژگی‌های اکولوژیک خاص حضور داشته باشند و از این‌رو، در بررسی ویژگی‌های محیطی رویشگاه‌ها با عنوان شاخص‌های اکولوژیکی جوامع گیاهی استفاده می‌شوند (De Cáceres and Legendre, 2009)؛ همچنین با توجه به اینکه اندازه‌گیری عوامل محیطی به‌ویژه ویژگی‌های خاک در مقایسه با مشاهده‌های فلوریستیکی ساده به زمان و هزینه بیشتری نیاز دارد، مطالعه حاضر در پی پاسخ به این پرسش است که آیا EIVs ابزار مناسبی برای برآورد غیرمستقیم دو عامل ازت و واکنش خاک در جنگل‌های هیرکانی است یا بر اساس ایرادهای واردشده بر آن، استفاده از جدول‌های ارزش شاخص محلی (حاصل روش‌های کالیبراسیون) به ارائه نتایج قابل‌قبول‌تری در پیش‌بینی ویژگی‌های محیطی منجر می‌شود؟ بر این اساس، اهداف پژوهش حاضر عبارتند از: ارائه جدول ارزش شاخص النبرگ و جدول‌های ارزش شاخص محلی برای گونه‌های معرف، ارزیابی و مقایسه عملکرد این ارزش‌های شاخص برای پیش‌بینی دو متغیر محیطی اسیدیته و نیتروژن خاک (نشان زیستی) و در نهایت، انتخاب ارزش شاخصی که مقادیر محیطی را به بهترین حالت پیش‌بینی کند.

مواد و روش‌ها

منطقه مطالعه شده

پژوهش حاضر در جنگل پژوهشی دانشگاه تربیت مدرس انجام شد. این جنگل با مساحت ۱۷۲۱ هکتار در جهت جنوب شرقی پارک سیسنگان قرار دارد. ناحیه طرح با مختصات جغرافیایی ۲۹° ۲۳' ۲۹" تا ۳۶° ۳۶' ۲۹"

طبقه‌بندی داده‌ها

از آنجا که شناخت مناسب ویژگی‌های پوشش گیاهی بدون طبقه‌بندی حاصل نمی‌شود (Asadi *et al.*, 2016)، ابتدا رلوه‌ها بر اساس ترکیب گونه‌ای خود گروه‌بندی شدند؛ به این منظور، روش TWINSpan اصلاح‌شده (Roleček *et al.*, 2009) در نرم‌افزار Juice استفاده شد (Tichy, 2002). شاخص اجتماع‌پذیری فی تعدیل‌شده و آزمون درستی فیشر (حد آستانه ۲۵ درصد و سطح معناداری ۰/۰۵) برای تعیین گونه‌های معرف در هر یک از گروه‌های حاصل استفاده شدند (Chytrý and Tichy, 2003).

ارزش‌های شاخص النبرگ گونه‌های معرف

از آنجا که گونه‌های با وفور کم (low boundance) نشانگرهای زیستی مناسبی نیستند (Diekmann, 2003)، پس از شناسایی گونه‌های معرف، آنهایی که در کمتر از ۱۰ رلوه حضور داشتند، از تمام تجزیه و تحلیل‌ها حذف شدند (Balkovič *et al.*, 2012)؛ سپس میزان R_e (ارزش شاخص النبرگ برای اسیدیته خاک) و N_e (ارزش شاخص النبرگ برای ازت خاک) برای هر کدام از گونه‌ها از منابع موجود استخراج شد (Ellenberg *et al.*, 1992; Hill *et al.*, 2000). در مقیاس النبرگ، گونه‌های بی تفاوت به عامل محیطی مدنظر را با x نشان می‌دهند و گونه‌های دیگر با توجه به شدت پاسخ آنها به ویژگی محیطی در مقیاس ۱ تا ۹ رتبه‌دهی می‌شوند. گفتنی است در سیستم النبرگ، بردباری گونه‌ها محاسبه نمی‌شود (Diekmann, 2003).

برآورد مقادیر ارزش‌های شاخص و بردباری گونه‌های معرف با استفاده از کالیبراسیون

علاوه بر EIV، ارزش‌های شاخص و بردباری مربوط به اسیدیته و ازت خاک برای هر کدام از گونه‌های معرف با سه روش کالیبراسیون برآورد شد؛ سه روش یادشده عبارتند از: الف. میانگین وزنی (ter Braak and Barendregt 1986)؛ ب. منحنی گونه‌ها بر اساس مدل پاسخ HOF (Huisman *et al.*, 1993)؛ ج. کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF (Lawesson *et al.*, 2003).

الف. محاسبه ارزش شاخص و بردباری گونه‌های معرف از طریق میانگین وزنی

در محاسبه ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای اسیدیته (R_w , T_{RW}) و ازت خاک (N_w , T_{Nw}) بر اساس میانگین وزنی، از داده‌های مربوط به تاج پوشش گونه‌ها و مقادیر واقعی عامل محیطی مدنظر در رلوه‌هایی استفاده شد که گونه مدنظر در آنها حضور داشت (رابطه‌های ۱ و ۲). تمام محاسبات در نرم‌افزار Excel انجام شدند.

$$R_w = \frac{\sum_{i=1}^n C_i * pH_i}{\sum_{i=1}^n C_i} \quad \text{رابطه ۱}$$

(ter Braak and Barendregt 1986)

$$T_{RW} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n C_i (pH_i - R_w)^2}{\sum_{i=1}^n C_i}} \quad \text{رابطه ۲}$$

(ter Braak and van Dam, 1989)

R_w : ارزش شاخص برآوردی گونه برای اسیدیته خاک به روش میانگین وزنی، C_i : درصد تاج پوشش گونه در واحد نمونه‌برداری i ، pH_i : مقدار واقعی اسیدیته در واحد نمونه‌برداری i که گونه مدنظر در آن حضور دارد، T_{RW} : بردباری گونه نسبت به اسیدیته

ج. محاسبه ارزش شاخص و بردباری گونه‌های معرف از طریق کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF

مراحل زیر به منظور محاسبه ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای اسیدیته (R_c, T_{Rc}) و ازت خاک (N_c, T_{Nc}) از طریق کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF انجام شدند:

• محاسبه میانگین وزنی در هر رلوه بر اساس دو عامل محیطی اسیدیته و ازت خاک (mR_i, mN_i) با استفاده از ضرایب النبرگ مربوط به اسیدیته و ازت خاک گونه‌های موجود در آنها (رابطه ۳)؛ در این مرحله، گونه‌های بی‌تفاوت و گونه‌هایی که در سیستم النبرگ وجود نداشتند، از تجزیه و تحلیل حذف شدند.

$$mR_{ei} = \frac{\sum_{k=1}^n C_k * R_{ek}}{\sum_{k=1}^n C_k} \quad \text{رابطه ۳}$$

mR_{ei} : مقدار اسیدیته خاک محاسبه شده بر اساس شاخص النبرگ برای واحد نمونه برداری i ، C_k : درصد تاج پوشش گونه k در واحد نمونه برداری i ، R_{ek} : مقدار ارزش شاخص النبرگ گونه k مربوط به اسیدیته خاک. به منظور محاسبه mN_{ei} در رابطه ۳، ارزش شاخص النبرگ مربوط به ازت به جای مقادیر ارزش شاخص النبرگ گونه k مربوط به اسیدیته استفاده شد.

• برازش مدل رگرسیونی بین مقادیر اندازه‌گیری شده اسیدیته و ازت (R_i, N_i) و مقادیر محاسبه شده (mR_i, mN_i) برای هر رلوه و تخمین ($mR^{\wedge}_i, mN^{\wedge}_i$)

• تخمین احتمال حضور گونه‌های معرف در امتداد

مقادیر ($mR^{\wedge}_i, mN^{\wedge}_i$) با استفاده از مدل HOF

خاک به روش میانگین وزنی. به منظور محاسبه N_w (ارزش شاخص برآوردی گونه برای ازت) و T_{Nw} (بردباری گونه نسبت به اسیدیته خاک به روش میانگین وزنی)، میزان ازت به جای مقادیر اسیدیته در روابط ۱ و ۲ استفاده شد.

ب. محاسبه ارزش شاخص و بردباری گونه‌های معرف از طریق مدل پاسخ HOF

در برآورد ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای اسیدیته (R_h, T_{Rh}) و ازت خاک (N_h, T_{Nh}) بر اساس HOF، از داده‌های حضورداشتن - حضورنداشتن گونه‌ها، مقادیر واقعی عامل محیطی و مدل پاسخ HOF استفاده شد. مدل‌سازی HOF با استفاده از بسته eHOF (نسخه ۱/۸) (Jansen and Oksanen, 2013) درون محیط برنامه‌نویسی آماری رایگان R (نسخه ۳،۳،۳) (R Core Team, 2005) انجام شد. برای هر گونه (در هریک از عوامل محیطی)، مدلی با کمترین میزان معیار اطلاعاتی آکاییک (AIC: Akaike Information Criterion, $p < 0.05$) بهترین مدل در نظر گرفته شد (Uğurlu and Oldeland, 2012). AIC، معیاری برای سنجش نیکویی برازش است و با برقرار کردن تعادل میان دقت مدل‌ها و پیچیدگی آنها به انتخاب بهترین مدل آماری کمک می‌کند (Akaike, 1974). گونه‌های با پاسخ نوع I، گونه‌های بی‌تفاوت در نظر گرفته شدند و مدل‌های II تا IV برای تخمین ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها استفاده شدند. در هر مدل، نقطه بهینه (مقداری از شیب محیطی که گونه بیشترین احتمال حضور را در آن دارد)، ارزش شاخص و محدوده‌ای از شیب محیطی که حاوی ۸۰ درصد احتمال حضور گونه بود، بردباری گونه در نظر گرفته شد (Peppler- (Lisbach, 2008; Balkovič et al., 2010

وزنی بر اساس معکوس مجذور مقادیر دامنه بردباری گونه‌ها (WA2) (رابطه ۵). در مجموع بر اساس روش میانگین وزنی (رابطه ۴)، چهار مقدار متوسط اسیدیته خاک (یکی بر اساس ارزش شاخص النبرگ و سه مقدار بر اساس ارزش‌های شاخص برآوردی (WA1(mR_i): mR_{ei}, mR_{wi}, mR_{hi}, mR_{ci}) و چهار مقدار متوسط ازت خاک (WA1(mN_i): mN_{ei}, mN_{wi}, mN_{hi}, mN_{ci}) برای هر رلوه پیش‌بینی شد. این حالت درباره رابطه ۵ نیز صدق می‌کند (WA2(mR_i): mR_{wi}, mR_{hi}, mR_{ci}) (WA2(mN_i): mN_{wi}, mN_{hi}, mN_{ci})؛ اما از آنجاکه در روش النبرگ، میزان بردباری گونه‌ها محاسبه نمی‌شود، مقادیر (WA2 (mR_{ei}, mN_{ei}) برای رلوه‌ها وجود ندارد. تمام این محاسبه‌ها در نرم‌افزار Excel انجام شدند.

$$WA1 = mR_i = \frac{\sum_{k=1}^n C_k * R_k}{\sum_{k=1}^n C_k} \quad \text{رابطه ۴}$$

(ter Braak and Barendregt, 1986; ter Braak and van Dam, 1989)

$$WA2 = mR_i = \frac{\sum_{k=1}^n (C_k * R_k) / T_k^2}{\sum_{k=1}^n C_k / T_k^2} \quad \text{رابطه ۵}$$

(ter Braak and van Dam, 1989)

mR_i: مقدار متوسط اسیدیته خاک در رلوه i، C_k: درصد تاج‌پوشش گونه k در رلوه i، R_k: مقدار ضریب ارزش شاخص اسیدیته خاک برای گونه k (این مقدار می‌تواند ضرایب ارزش شاخص اصلی النبرگ یا ضرایب ارزش شاخص برآوردی باشد)، T_k: بردباری گونه k به اسیدیته خاک. به منظور محاسبه مقدار متوسط ازت خاک رلوه i (mN_i)، ارزش‌های شاخص و بردباری مربوط به ازت به جای مقادیر ارزش‌های شاخص و بردباری گونه k مربوط به اسیدیته استفاده شد.

• محاسبه مقادیر (R_c, T_{Rc}) و (N_c, T_{Nc}) با استفاده از مدل‌های II تا IV (همانند بخش ب) (Lawesson *et al.*, 2003).

مقایسه مقادیر ارزش‌های شاخص برآوردی با ارزش شاخص النبرگ

تحلیل همبستگی رتبه‌ای اسپیرمن برای مقایسه و تعیین میزان همبستگی مقادیر ارزش شاخص برآوردی گونه‌ها (R_w, R_h, R_c; N_w, N_h, N_c) با ارزش شاخص النبرگ (R_e, N_e) استفاده شد (Balković *et al.*, 2012). در این مرحله، گونه‌هایی که ارزش النبرگ نداشتند - یعنی گونه‌هایی که نسبت به عامل محیطی مدنظر بی‌تفاوت بودند و با x نمایش داده شدند یا اصلاً در سیستم النبرگ وجود نداشتند (سیستم النبرگ برای اروپای مرکزی ارائه شده است و شامل تمام گونه‌ها نمی‌شود) و گونه‌هایی که در دو روش کالیبراسیون ب و ج دارای مدل پاسخ I بودند و ارزش شاخصی برای آنها ارائه نشد - از تجزیه و تحلیل خارج شدند؛ درحقیقت، گونه‌های مشترکی در هر دو گروه مقایسه شده استفاده شدند.

۱- استفاده از مقادیر ارزش‌های شاخص برآوردی و النبرگ برای پیش‌بینی مقادیر اسیدیته و ازت خاک در هر رلوه (نشان زیستی)

در این مرحله، متوسط عامل محیطی در هر رلوه بر اساس درصد پوشش گونه‌ها، مقادیر ارزش‌های شاخص برآوردی و النبرگ محاسبه شد؛ به این منظور، دو روش نشان زیستی استفاده شدند که عبارتند از: میانگین وزنی معمولی (WA1) (رابطه ۴) و میانگین

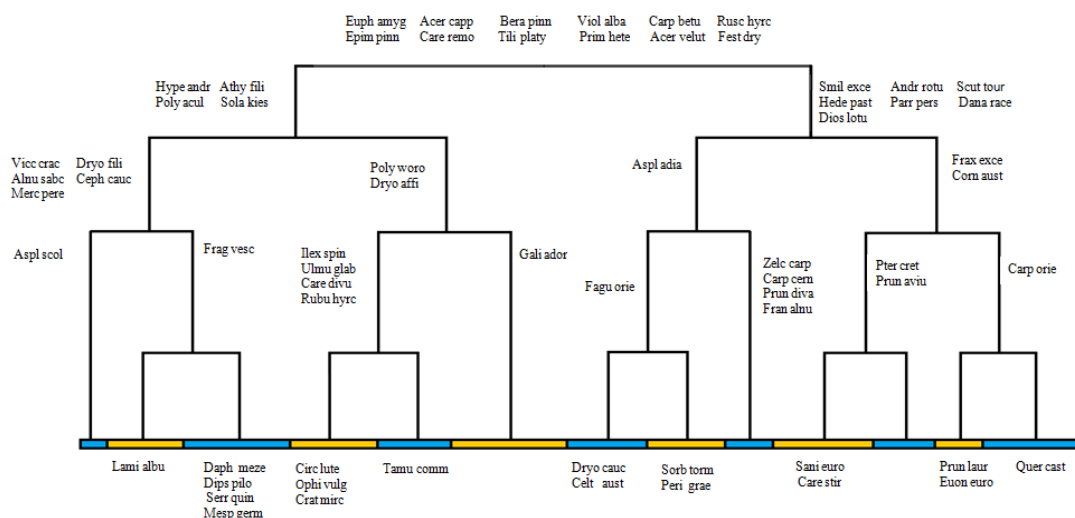
۲- ارزیابی عملکرد ارزش‌های شاخص برآوردی و النبرگ در پیش‌بینی مقادیر محیطی

تحلیل رگرسیون متوسط داده‌های محیطی پیش‌بینی شده در برابر داده‌های محیطی اندازه‌گیری شده برای ارزیابی عملکرد روش نشان زیستی و متعاقباً ارزش‌های شاخص به کاررفته در آن استفاده شد؛ سپس کیفیت این پیش‌بینی با استفاده از ضریب تعیین رگرسیون خطی (R^2) و ضریب همبستگی پیرسون (r) تعیین شد. اگرچه هرکدام از روش‌های نشان زیستی و ارزش‌های شاخص مربوطه دارای بیشترین مقدار (R^2) در تحلیل رگرسیون بودند، بهترین ارزش شاخص و روش نشان زیستی در نظر گرفته شدند. از آنجا که مقادیر پیش‌بینی شده برای دو عامل محیطی مدنظر دارای روابط غیرخطی با مقادیر اندازه‌گیری شده بودند، لگاریتم معکوس (Inverse-logit) مقادیر اندازه‌گیری شده استفاده شد. استفاده از لگاریتم معکوس باعث خطی شدن رابطه می‌شود (Balkovič et al., 2012). بسته‌های *al.*, vegan (Oksanen et al., 2017) boot (Canty and Ripley, 2017) و stats (part of R) در محیط برنامه‌نویسی آماری رایگان R (نسخه ۳٫۳٫۳) برای انجام این محاسبات استفاده شدند.

نتایج

۱- جمع‌آوری و طبقه‌بندی داده‌ها

در مجموع، تعداد ۱۹۷ رلوه در منطقه مطالعه شده مستقر و تعداد ۸۳ گونه آوندی جمع‌آوری شدند. نتایج تحلیل TWINSpan اصلاح شده بر اساس مقادیر درصد تاج پوشش گونه‌ها به شناسایی و تفکیک ۱۳ گروه اکولوژیک در چهار سطح منجر شد (شکل ۱). تعداد ۷۰ گونه از ۸۳ گونه دست کم در یکی از سطوح، گونه معرف شناخته شدند. از آنجا که ۴ گونه معرف در کمتر از ۱۰ واحد نمونه‌برداری حضور داشتند، از تجزیه و تحلیل خارج و ۶۶ گونه دیگر برای تحلیل‌های ارزش شاخص انتخاب شدند (شکل ۱)؛ از این ۶۶ گونه، گونه *Carpinus betulus L.* با حضور در ۱۷۰ و گونه *Zelkova carpinifolia (Pall.) K. Koch.* با حضور در ۱۱ واحد نمونه‌برداری به ترتیب بیشترین و کمترین حضور را بین گونه‌ها داشتند. با توجه به حذف گونه‌های با حضور کمتر از ۱۰ واحد نمونه‌برداری، تعداد گونه‌ها در هر واحد نمونه‌برداری از ۸ تا ۳۲ گونه متفاوت و هر پلات به‌طور متوسط حاوی ۲۰ گونه بود.



شکل ۱- دارنگاره طبقه‌بندی گروه‌های گیاهی منطقه با استفاده از روش TWINSpan اصلاح شده و گونه‌های معرف در هر یک از گروه‌ها؛ نام کامل گونه‌های معرف در جدول (۱) ارائه و نمودار در نرم‌افزار juice (Tichy, 2002) رسم شده است.

۲- ارزش‌های شاخص النبرگ گونه‌های معرف

و Loes. و *Ilex spinigera* (Loes.) Loes. از میان گونه‌های دارای ارزش شاخص النبرگ از مقادیر شاخص گونه‌های گیاهی انگلستان استخراج شد (Hill et al., 2000). ضرایب اصلی النبرگ برای عامل اسیدیته خاک در محدوده ۴ تا ۸ قرار داشت و بیشتر گونه‌ها دارای ارزش شاخص ۷ (۴۱/۳۷ درصد، ۱۷ گونه) بودند که ارزش قدرتمندی است؛ همچنین ضرایب النبرگ برای عامل ازت خاک در محدوده ۲ تا ۹ قرار داشت که بیشتر گونه‌ها دارای ارزش ۶ (۳۵/۴۸ درصد، ۱۱ گونه) بودند (جدول ۱).

تعداد ۲۹ گونه از ۶۶ گونه بررسی شده برای عامل محیطی اسیدیته خاک دارای ارزش شاخص النبرگ (R_e) و ۷ گونه بی تفاوت (x) بودند و سایر گونه‌ها در سیستم النبرگ حضور نداشتند (Ellenberg et al., 1992; Hill et al., 2000). در زمینه ازت خاک نیز ۳۱ گونه دارای ارزش شاخص النبرگ (N_e)، پنج گونه بی تفاوت و ۳۰ گونه بدون آن بودند. گفتنی است در زمینه هر دو عامل محیطی، ارزش شاخص سه گونه *Prunus laurocerasus* L., *Prunus divaricata* Ledeb.

جدول ۱- فهرست ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای عوامل اسیدیته و ازت خاک؛ N: تعداد رله‌هایی که گونه مدنظر در آنها حضور دارد، R_e, N_e، ارزش شاخص النبرگ برای اسیدیته و ازت خاک، ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای اسیدیته خاک (R_w, T_{Rw}) و ازت خاک (N_w, T_{Nw}) بر اساس میانگین وزنی، ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای اسیدیته خاک (R_h, T_{Rh}) و ازت خاک (N_h, T_{Nh}) بر اساس HOF، محاسبه ارزش شاخص و بردباری گونه‌ها برای اسیدیته خاک (R_c, T_{Rc}) و ازت خاک (N_c, T_{Nc}) از طریق کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF. علامت * نشان‌دهنده وجود داشتن گونه در سیستم النبرگ و x نشان‌دهنده گونه بی تفاوت است.

| نام گونه | نام اختصار | N | R _e | R _w | T _{Rw} | R _h | T _{Rh} | HOF | R _c | T _{Rc} |
|--------------------------|------------|-----|----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|----------------|-----------------|
| <i>Acer cappadocicum</i> | Acer capp | ۱۴۵ | * | ۶/۷۲ | ۰/۸۶ | na | na | I | na | na |
| <i>Acer velutinum</i> | Acer velu | ۹۲ | * | ۶/۷۸ | ۰/۸۴ | na | na | I | na | na |

| نام گونه | نام اختصار | N | R _e | R _w | T _{Rw} | R _h | T _{Rh} | HOF | R _c | T _{Rc} |
|----------------------------------|------------|-----|----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|----------------|-----------------|
| <i>Alnus subcordata</i> | Alnu sabc | ۲۵ | * | ۵/۵۲ | ۰/۶۴ | ۴/۱۸ | ۰/۶۳ | II | ۷/۲۷ | ۰/۶۳ |
| <i>Andrachne rotundifolia</i> | Andr rotu | ۴۳ | * | ۷/۳۹ | ۰/۳۲ | ۸/۱۹ | ۰/۶۶ | II | ۶/۸۷ | ۰/۶۶ |
| <i>Asplenium adiantum-nigrum</i> | Aspl adia | ۴۷ | ۵ | ۶/۴۵ | ۰/۹۰ | na | na | I | na | na |
| <i>Asplenium scolopendrium</i> | Aspl scol | ۵۸ | ۸ | ۶/۹۵ | ۰/۷۹ | na | na | I | na | na |
| <i>Athyrium filix-femina</i> | Athy fili | ۵۶ | x | ۶/۱۴ | ۰/۸۵ | ۵/۵ | ۰/۵۴ | V | ۷/۱۴ | ۰/۵۴ |
| <i>Brachypodium pinnatum</i> | Bera pinn | ۱۱۲ | ۷ | ۶/۶۶ | ۰/۶۹ | ۶/۷۶ | ۰/۸۲ | V | ۷/۰۱ | ۰/۸۲ |
| <i>Carex divulsa</i> | Care divu | ۳۸ | ۵ | ۶/۵۶ | ۰/۷۶ | ۵/۸۱ | ۰/۳۹ | V | ۷/۱۱ | ۰/۳۹ |
| <i>Carex remota</i> | Care remo | ۱۰۳ | x | ۷/۰۵ | ۰/۷۵ | ۸/۱۹ | ۰/۶۷ | II | ۶/۸۷ | ۰/۶۷ |
| <i>Carex strigosa</i> | Care stir | ۳۲ | ۷ | ۶/۵۷ | ۰/۸۹ | ۵/۷۹ | ۰/۱۹ | III | ۷/۱۱ | ۰/۱۹ |
| <i>Carpesium cernuum</i> | Carp cern | ۱۴ | * | ۵/۹۹ | ۰/۹۴ | ۶/۸۱ | ۰/۲۶ | V | ۷/۱۴ | ۰/۵۴ |
| <i>Carpinus betulus</i> | Carp betu | ۱۷۰ | x | ۶/۶۴ | ۰/۸۵ | na | na | I | na | na |
| <i>Carpinus orientalis</i> | Carp orie | ۲۱ | * | ۷/۴۷ | ۰/۲۳ | ۸/۱۹ | ۰/۷۹ | II | ۶/۸۷ | ۰/۷۹ |
| <i>Celtis australis</i> | Celt aust | ۱۳ | * | ۶/۸۶ | ۱/۰۳ | na | na | I | na | na |
| <i>Cephalanthera caucasica</i> | Ceph cauc | ۳۷ | * | ۶/۰۱ | ۰/۷۳ | ۴/۱۸ | ۰/۵۳ | II | ۷/۲۷ | ۰/۵۳ |
| <i>Circaea lutetiana</i> | Circ lute | ۱۶ | ۷ | ۵/۷۰ | ۰/۳۰ | ۵/۹ | ۰/۲۲ | IV | ۷/۱ | ۰/۲۲ |
| <i>Cornus australis</i> | Corn aust | ۲۰ | ۷ | ۷/۲۹ | ۰/۵۳ | ۵/۹ | ۰/۲۲ | IV | ۶/۸۷ | ۰/۲۲ |
| <i>Crataegus microphylla</i> | Crat micr | ۳۷ | * | ۶/۴۴ | ۰/۸۶ | ۵/۴۵ | ۰/۲۵ | III | ۷/۱۴ | ۰/۲۵ |
| <i>Danae racemosa</i> | Dana race | ۶۹ | * | ۷/۴ | ۰/۶۳ | ۷/۵۲ | ۰/۵۷ | III | ۶/۹۴ | ۰/۵۷ |
| <i>Daphne mezereum</i> | Daph meze | ۱۶ | ۷ | ۵/۷۲ | ۰/۷۳ | ۵/۵۹ | ۰/۱۳ | III | ۷/۱۳ | ۰/۱۳ |
| <i>Diospyros lotus</i> | Dios lotu | ۵۴ | * | ۷/۰۹ | ۰/۶۱ | ۷/۲۳ | ۰/۴۶ | V | ۶/۹۷ | ۰/۴۶ |
| <i>Dipsacus pilosus</i> | Dips pilo | ۱۹ | ۸ | ۶/۱۷ | ۰/۹۵ | ۴/۱۸ | ۰/۲۲ | II | ۷/۲۷ | ۰/۲۲ |
| <i>Dryopteris affinis</i> | Dryo affi | ۵۱ | ۵ | ۵/۶۵ | ۰/۳۱ | na | na | I | ۷/۱۶ | na |
| <i>Dryopteris caucasica</i> | Dryo cauc | ۶۰ | * | ۶/۴۷ | ۰/۹۶ | na | na | I | na | na |
| <i>Dryopteris filix-mas</i> | Dryo filii | ۲۳ | ۵ | ۵/۷۹ | ۰/۵۷ | ۶/۵۶ | ۰/۲۷ | V | ۷/۰۳ | ۰/۲۷ |
| <i>Epimedium pinnatum</i> | Epim pinn | ۱۰۳ | * | ۷/۰۷ | ۰/۷۴ | ۸/۱۹ | ۰/۷۵ | II | ۶/۸۷ | ۰/۷۵ |
| <i>Euonymus europaeus</i> | Euon euro | ۱۳ | ۸ | ۷/۵۹ | ۰/۲۴ | ۸/۱۹ | ۰/۸۷ | II | ۶/۸۷ | ۰/۸۷ |
| <i>Euphorbia amygdaloides</i> | Euph amyg | ۱۳۲ | ۸ | ۵/۹۷ | ۰/۷۲ | ۴/۶۴ | ۰/۹۴ | V | ۷/۲۳ | ۰/۹۴ |
| <i>Fagus orientalis</i> | Fagu orie | ۱۲۹ | * | ۵/۹۸ | ۰/۶۹ | ۵/۶۷ | ۰/۹۳ | IV | ۷/۱۲ | ۰/۹۳ |
| <i>Festuca drymeja</i> | Fest drym | ۱۱۲ | * | ۶/۰۵ | ۰/۷۷ | ۴/۱۸ | ۰/۸۷ | II | ۷/۲۷ | ۰/۸۷ |
| <i>Fragaria vesca</i> | Frag vesc | ۳۳ | x | ۵/۹۹ | ۰/۷۰ | ۵/۳۵ | ۰/۲۶ | III | ۷/۱ | ۰/۲۶ |
| <i>Frangula alnus</i> | Fran alnu | ۲۲ | ۴ | ۷/۳۱ | ۰/۲۷ | ۸/۱۹ | ۰/۴۲ | II | ۶/۸۷ | ۰/۴۲ |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | Frax exce | ۳۵ | ۷ | ۷/۲۷ | ۰/۶۰ | ۸/۱۹ | ۰/۵۸ | II | ۶/۸۷ | ۰/۵۸ |
| <i>Galium odoratum</i> | Gali ador | ۵۸ | ۶ | ۵/۸۸ | ۰/۸۷ | ۵/۵۳ | ۰/۴۶ | V | ۷/۱۳ | ۰/۴۶ |
| <i>Hedera pastuchovii</i> | Hede past | ۱۲۳ | * | ۷/۰۸ | ۰/۶۶ | ۷/۶ | ۰/۷۹ | V | ۶/۹۳ | ۰/۷۹ |

| نام گونه | نام اختصار | N | R _c | R _w | T _{Rw} | R _h | T _{Rh} | HOF | R _c | T _{Rc} |
|---------------------------------|------------|-----|----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|----------------|-----------------|
| <i>Hypericum androsaemum</i> | Hype andr | ۶۸ | ۶ | ۵/۹۳ | ۰/۶۴ | ۵/۴۲ | ۰/۶۸ | IV | ۷/۱۵ | ۰/۶۸ |
| <i>Ilex spinigera</i> | Ilex spin | ۵۷ | * | ۶/۶۵ | ۰/۷۴ | ۸/۱۹ | ۰/۳۹ | II | ۶/۸۷ | ۰/۳۹ |
| <i>Lamium album</i> | Lami albu | ۲۸ | x | ۵/۸۳ | ۰/۷۱ | ۵/۷۹ | ۰/۱۷ | III | ۷/۱۱ | ۰/۱۷ |
| <i>Mercurialis perennis</i> | Merc pere | ۶۹ | ۸ | ۶/۷۸ | ۰/۷۸ | ۷/۵ | ۰/۵۶ | V | ۶/۹۴ | ۰/۵۶ |
| <i>Mespilus germanica</i> | Mesp germ | ۲۸ | ۶ | ۶/۹۲ | ۰/۷۶ | na | na | I | na | na |
| <i>Ophioglossum vulgatum</i> | Ophi vulg | ۱۸ | ۷ | ۶/۸۴ | ۰/۵۶ | ۵/۸ | ۰/۲۶ | V | ۷/۱۱ | ۰/۲۶ |
| <i>Parrotia persica</i> | Parr pers | ۱۵۰ | * | ۶/۸۶ | ۰/۸۱ | ۵/۸ | ۰/۲۶ | V | ۶/۹۱ | ۰/۹۱ |
| <i>Periploca graeca</i> | Peri grae | ۴۵ | * | ۶/۵۰ | ۰/۵۸ | ۶/۸۹ | ۰/۲۷ | III | ۷ | ۰/۲۷ |
| <i>Polystichum aculeatum</i> | Poly acul | ۴۷ | ۶ | ۵/۹۱ | ۰/۶۶ | ۵/۹۹ | ۰/۳۶ | IV | ۷/۰۹ | ۰/۳۶ |
| <i>Polystichum woronowii</i> | Poly woro | ۲۰ | * | ۶/۰۷ | ۰/۷۴ | ۵/۵۷ | ۰/۲۴ | IV | ۷/۱۳ | ۰/۲۴ |
| <i>Primula heterochroma</i> | Prim hete | ۱۰۰ | * | ۶/۵۹ | ۰/۶۸ | ۶/۶۵ | ۰/۶۷ | IV | ۷/۰۲ | ۰/۶۷ |
| <i>Prunus avium</i> | Prun aviu | ۵۰ | ۷ | ۶/۷۱ | ۰/۸۹ | na | na | I | na | na |
| <i>Prunus divaricata</i> | Prun diva | ۱۳ | ۷ | ۶/۷۴ | ۰/۹۲ | na | na | I | na | na |
| <i>Prunus laurocerasus</i> | Prun laur | ۱۷ | ۵ | ۷/۴۸ | ۰/۲۱ | ۸/۱۹ | ۰/۵۲ | II | ۶/۸۷ | ۰/۵۲ |
| <i>Pteris cretica</i> | Pter cret | ۷۴ | * | ۶/۲۹ | ۰/۷۸ | ۶/۱۵ | ۰/۵۴ | IV | ۷/۰۸ | ۰/۵۴ |
| <i>Quercus castaneifolia</i> | Quer cast | ۸۲ | * | ۶/۲۷ | ۰/۹۴ | ۶/۷۸ | ۰/۵۷ | V | ۷/۰۱ | ۰/۵۷ |
| <i>Rubus hyrcanus</i> | Rubu hyrc | ۷۶ | * | ۶/۲۵ | ۰/۷۱ | ۶/۴۵ | ۰/۶۲ | V | ۷/۰۴ | ۰/۶۲ |
| <i>Ruscus hyrcanus</i> | Rusc hyrc | ۱۴۹ | * | ۶/۴۷ | ۰/۸۵ | ۶/۳۶ | ۰/۸۷ | IV | ۷/۰۵ | ۰/۸۷ |
| <i>Sanicula europaea</i> | Sani euro | ۶۴ | ۸ | ۶/۲۵ | ۰/۸۶ | ۶/۹۵ | ۰/۴۵ | V | ۶/۹۹ | ۰/۴۵ |
| <i>Scutellaria tournefortii</i> | Scut tour | ۳۱ | * | ۶/۵۰ | ۰/۹۲ | ۸/۱۹ | ۰/۳۶ | II | ۶/۸۷ | ۰/۳۶ |
| <i>Serratula quinquefolia</i> | Serr quin | ۳۵ | * | ۵/۸۶ | ۰/۹۰ | ۷/۲۸ | ۰/۳۴ | V | ۶/۹۶ | ۰/۳۴ |
| <i>Smilax excelsa</i> | Smil exce | ۸۲ | * | ۶/۶۲ | ۰/۷۳ | ۷/۰۱ | ۰/۶۰ | IV | ۶/۹۹ | ۰/۶۰ |
| <i>Solanum kieseritzkii</i> | Sola kies | ۶۸ | * | ۶/۰۶ | ۱/۰۳ | ۵/۴۷ | ۰/۵۶ | V | ۷/۱۴ | ۰/۵۶ |
| <i>Sorbus torminalis</i> | Sorb torm | ۳۰ | ۷ | ۶/۸۰ | ۰/۸۵ | ۸/۱۹ | ۰/۲۵ | II | ۶/۸۷ | ۰/۲۵ |
| <i>Tamus communis</i> | Tamu comm | ۱۰۰ | ۸ | ۶/۵۶ | ۰/۸۱ | na | na | I | na | na |
| <i>Tilia platyphyllos</i> | Tili platy | ۱۴۱ | x | ۶/۹۳ | ۰/۷۷ | ۸/۱۹ | ۰/۹۲ | II | ۶/۸۷ | ۰/۹۲ |
| <i>Ulmus glabra</i> | Ulm glab | ۶۳ | ۷ | ۷/۰۵ | ۰/۸۹ | na | na | I | na | na |
| <i>Vicia cracca</i> | Vicc crac | ۱۹ | x | ۵/۵۵ | ۰/۴۷ | ۴/۱۸ | ۰/۵۷ | II | ۷/۲۷ | ۰/۵۷ |
| <i>Viola alba</i> | Viol alba | ۱۵۴ | ۷ | ۶/۴۹ | ۰/۹۷ | ۶/۴۷ | ۰/۸۸ | IV | ۷/۰۴ | ۰/۸۸ |
| <i>Zelkova carpinifolia</i> | Zelc carp | ۱۱ | * | ۵/۷۷ | ۱/۱۳ | ۶/۸۶ | ۰/۲۱ | V | ۷ | ۰/۲۱ |

| نام گونه | نام اختصار | HOF | N _e | N _w | T _{Nw} | N _h | T _{Nh} | HOF | N _c | T _{Nc} | HOF |
|--------------------------|------------|-----|----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|----------------|-----------------|-----|
| <i>Acer cappadocicum</i> | Acer capp | I | * | ۰/۴۴ | ۰/۲۸ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Acer velutinum</i> | Acer velu | I | * | ۰/۴۶ | ۰/۲۹ | na | na | I | na | na | I |

| نام گونه | نام اختصار | HOF | N _e | N _w | T _{Nw} | N _h | T _{Nh} | HOF | N _c | T _{Nc} | HOF |
|----------------------------------|------------|-----|----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|----------------|-----------------|-----|
| <i>Alnus subcordata</i> | Alnu sabc | II | * | ۰/۴۷ | ۰/۲۲ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Andrachne rotundifolia</i> | Andr rotu | II | * | ۰/۸۴ | ۰/۳۹ | ۱/۰۹ | ۰/۳۴ | III | ۰/۴۶ | ۰/۳۸ | II |
| <i>Asplenium adiantum-nigrum</i> | Aspl adia | I | ۵ | ۰/۵۳ | ۰/۳۵ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Asplenium scolopendrium</i> | Aspl scol | I | ۴ | ۰/۴۴ | ۰/۳۳ | na | na | I | ۰/۴۶ | ۰/۳۸ | II |
| <i>Athyrium filix-femina</i> | Athy filii | V | ۶ | ۰/۳۳ | ۰/۲۵ | ۰/۰۳ | ۰/۴۷ | II | ۰/۳۳ | ۰/۵۰ | V |
| <i>Brachypodium pinnatum</i> | Bera pinn | V | ۵ | ۰/۳۵ | ۰/۱۹ | ۰/۰۳ | ۰/۷۴ | II | ۰/۱۶ | ۰/۹۶ | II |
| <i>Carex divulsa</i> | Care divu | V | ۶ | ۰/۱۶ | ۰/۰۹ | ۰/۰۳ | ۰/۷۳ | II | ۰/۱۶ | ۰/۸۷ | II |
| <i>Carex remota</i> | Care remo | II | x | ۰/۵۰ | ۰/۲۱ | ۰/۹۹ | ۰/۶۰ | III | ۰/۳۷ | ۰/۵۴ | III |
| <i>Carex strigosa</i> | Care stir | III | ۶ | ۰/۴۲ | ۰/۲۲ | na | na | I | ۰/۱۶ | ۰/۴۲ | II |
| <i>Carpesium cernuum</i> | Carp cern | V | * | ۰/۴۸ | ۰/۱۸ | na | na | I | ۰/۱۶ | ۰/۴۰ | II |
| <i>Carpinus betulus</i> | Carp betu | I | x | ۰/۳۹ | ۰/۲۹ | ۰/۰۳ | ۰/۹۰ | II | na | na | I |
| <i>Carpinus orientalis</i> | Carp orie | II | * | ۰/۵۶ | ۰/۲۲ | ۱/۰۶ | ۰/۱۸ | III | na | na | I |
| <i>Celtis australis</i> | Celt aust | I | * | ۰/۴۲ | ۰/۲۶ | ۱/۰۲ | ۰/۰۹ | III | na | na | I |
| <i>Cephalanthera caucasica</i> | Ceph cauc | II | * | ۰/۴۷ | ۰/۲۴ | Na | na | I | ۰/۳۷ | ۰/۲۶ | IV |
| <i>Circaea lutetiana</i> | Circ lute | IV | ۷ | ۰/۱۰ | ۰/۰۴ | ۰/۰۳ | ۰/۵۱ | II | ۰/۳۳ | ۰/۱۶ | IV |
| <i>Cornus australis</i> | Corn aust | II | x | ۰/۷۲ | ۰/۳۴ | ۱/۴۱ | ۰/۹۰ | V | ۰/۴۶ | ۰/۲۴ | II |
| <i>Crataegus microphylla</i> | Crat micr | III | * | ۰/۳۹ | ۰/۲۵ | na | na | I | ۰/۱۶ | ۰/۹۸ | II |
| <i>Danae racemosa</i> | Dana race | III | * | ۰/۳۶ | ۰/۲۱ | ۰/۵۴ | ۰/۵۲ | V | ۰/۴۶ | ۰/۶۱ | II |
| <i>Daphne mezereum</i> | Daph meze | III | ۵ | ۰/۵۴ | ۰/۱۴ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Diospyros lotus</i> | Dios lotu | V | * | ۰/۵۷ | ۰/۴۰ | ۰/۸۳ | ۰/۵۶ | II | ۰/۴۶ | ۰/۳۴ | II |
| <i>Dipsacus pilosus</i> | Dips pilo | II | ۷ | ۰/۶۳ | ۰/۱۱ | ۰/۴۹ | ۰/۲۶ | V | ۰/۲۷ | ۰/۱۴ | III |
| <i>Dryopteris affinis</i> | Dryo affi | V | ۶ | ۰/۱۶ | ۰/۰۵ | ۰/۰۳ | ۰/۸۴ | II | ۰/۳۳ | ۰/۵۰ | IV |
| <i>Dryopteris caucasica</i> | Dryo cauc | I | * | ۰/۵۷ | ۰/۳۴ | ۱/۲۵ | ۰/۶۸ | IV | ۰/۴۶ | ۰/۴۴ | II |
| <i>Dryopteris filix-mas</i> | Dryo filii | V | ۶ | ۰/۴۳ | ۰/۲۸ | na | na | I | ۰/۲۵ | ۰/۱۸ | III |
| <i>Epimedium pinnatum</i> | Epim pinn | II | * | ۰/۵۴ | ۰/۲۲ | ۱/۴۷ | ۰/۸۳ | V | ۰/۴۲ | ۰/۶۷ | V |
| <i>Euonymus europaeus</i> | Euon euro | II | ۵ | ۰/۵۲ | ۰/۲۷ | ۱/۰۷ | ۰/۱۰ | III | ۰/۴۶ | ۰/۲۸ | II |
| <i>Euphorbia amygdaloides</i> | Euph amyg | V | ۵ | ۰/۳۳ | ۰/۲۳ | ۰/۰۳ | ۰/۸۶ | II | ۰/۳۲ | ۰/۸۲ | IV |
| <i>Fagus orientalis</i> | Fagu orie | IV | * | ۰/۲۹ | ۰/۲۴ | ۰/۰۳ | ۰/۸۸ | II | ۰/۳۶ | ۰/۸۴ | IV |
| <i>Festuca drymeja</i> | Fest drym | II | * | ۰/۳۳ | ۰/۲۲ | ۰/۳۷ | ۰/۶۰ | III | ۰/۳۷ | ۰/۷۰ | IV |
| <i>Fragaria vesca</i> | Frag vesc | III | ۶ | ۰/۴۶ | ۰/۲۰ | na | na | I | ۰/۲۹ | ۰/۴۷ | V |
| <i>Frangula alnus</i> | Fran alnu | II | x | ۰/۶۵ | ۰/۲۹ | ۰/۴۳ | ۰/۵۵ | V | ۰/۱۶ | ۰/۴۴ | II |
| <i>Fraxinus excelsior</i> | Frax exce | II | ۷ | ۰/۵۲ | ۰/۳۱ | ۱/۸۳ | ۰/۹۵ | II | ۰/۴۶ | ۰/۴۳ | II |
| <i>Galium odoratum</i> | Gali ador | IV | ۵ | ۰/۵۵ | ۰/۱۸ | ۰/۰۳ | ۰/۴۰ | II | ۰/۳۳ | ۰/۵۳ | V |
| <i>Hedera pastuchovii</i> | Hede past | V | * | ۰/۴۴ | ۰/۲۴ | na | na | I | ۰/۴۶ | ۰/۷۳ | II |

| نام گونه | نام اختصار | HOF | N _e | N _w | T _{Nw} | N _h | T _{Nh} | HOF | N _c | T _{Nc} | HOF |
|---------------------------------|------------|-----|----------------|----------------|-----------------|----------------|-----------------|-----|----------------|-----------------|-----|
| <i>Hypericum androsaemum</i> | Hype andr | IV | ۵ | ۰/۲۶ | ۰/۲۲ | ۰/۰۳ | ۰/۶۷ | II | ۰/۳۲ | ۰/۶۲ | IV |
| <i>Ilex spinigera</i> | Ilex spin | II | * | ۰/۴۲ | ۰/۲۵ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Lamium album</i> | Lami albu | III | ۹ | ۰/۳۹ | ۰/۲۷ | na | na | I | ۰/۱۴ | ۰/۵۸ | II |
| <i>Mercurialis perennis</i> | Merc pere | V | ۷ | ۰/۴۸ | ۰/۲۹ | ۱/۱۸ | ۰/۷۰ | IV | ۰/۴۶ | ۰/۵۴ | II |
| <i>Mespilus germanica</i> | Mesp germ | I | ۶ | ۰/۴۱ | ۰/۲۱ | na | na | I | ۰/۲۲ | ۰/۶۸ | IV |
| <i>Ophioglossum vulgatum</i> | Ophi vulg | V | ۲ | ۰/۳۰ | ۰/۲۲ | ۰/۰۳ | ۰/۳۱ | II | ۰/۱۴ | ۱ | II |
| <i>Parrotia persica</i> | Parr pers | V | * | ۰/۴۴ | ۰/۲۹ | Na | na | I | ۰/۴۶ | ۰/۸۲ | II |
| <i>Periploca graeca</i> | Peri grae | III | * | ۰/۴۲ | ۰/۱۹ | Na | na | I | ۰/۲۹ | ۰/۲۵ | III |
| <i>Polystichum aculeatum</i> | Poly acul | IV | ۷ | ۰/۲۲ | ۰/۱۴ | ۰/۰۳ | ۰/۴۴ | II | ۰/۲۹ | ۰/۲۵ | III |
| <i>Polystichum woronowii</i> | Poly woro | IV | * | ۰/۱۷ | ۰/۱۲ | ۰/۰۳ | ۰/۴۵ | II | ۰/۲۴ | ۰/۵۹ | V |
| <i>Primula heterochroma</i> | Prim hete | IV | * | ۰/۳۰ | ۰/۱۹ | ۰/۵۶ | ۰/۵۲ | III | na | na | I |
| <i>Prunus avium</i> | Prun aviu | I | ۵ | ۰/۴۶ | ۰/۲۷ | na | na | I | ۰/۵۸ | ۰/۲۹ | III |
| <i>Prunus divaricata</i> | Prun diva | I | ۶ | ۰/۳۲ | ۰/۲۴ | na | na | I | ۰/۲۲ | ۰/۶۴ | IV |
| <i>Prunus laurocerasus</i> | Prun laur | II | ۶ | ۰/۴۵ | ۰/۰۹ | ۰/۳۵ | ۰/۲۱ | V | ۰/۴۳ | ۰/۱۷ | III |
| <i>Pteris cretica</i> | Pter cret | IV | * | ۰/۲۴ | ۰/۱۸ | ۰/۰۳ | ۰/۶۲ | II | ۰/۱۴ | ۰/۸۴ | II |
| <i>Quercus castaneifolia</i> | Quer cast | V | * | ۰/۴۳ | ۰/۳۳ | na | na | I | ۰/۱۴ | ۰/۷۸ | II |
| <i>Rubus hyrcanus</i> | Rubu hyrc | V | * | ۰/۳۰ | ۰/۲۱ | ۰/۰۳ | ۰/۴۹ | II | ۰/۱۴ | ۰/۷۲ | II |
| <i>Ruscus hyrcanus</i> | Rusc hyrc | IV | * | ۰/۴۰ | ۰/۴۱ | ۰/۰۳ | ۰/۸۲ | II | na | na | I |
| <i>Sanicula europaea</i> | Sani euro | V | ۶ | ۰/۴۵ | ۰/۱۸ | ۰/۵۵ | ۰/۵۰ | V | ۰/۴۳ | ۰/۳۸ | V |
| <i>Scutellaria tournefortii</i> | Scut tour | II | * | ۰/۵۶ | ۰/۲۷ | ۱/۲۵ | ۰/۶۳ | V | ۰/۴۶ | ۰/۲۲ | II |
| <i>Serratula quinquefolia</i> | Serr quin | V | * | ۰/۴۳ | ۰/۱۳ | ۰/۴۲ | ۰/۳۰ | IV | ۰/۴۶ | ۰/۲۸ | II |
| <i>Smilax excelsa</i> | Smil exce | IV | * | ۰/۴۱ | ۰/۲۱ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Solanum kieseritzkii</i> | Sola kies | V | * | ۰/۵۴ | ۰/۱۸ | ۰/۰۳ | ۰/۵۱ | II | ۰/۳۵ | ۰/۴۷ | IV |
| <i>Sorbus torminalis</i> | Sorb torm | II | ۴ | ۰/۴۹ | ۰/۱۹ | ۰/۶۴ | ۰/۳۲ | IV | ۰/۲۸ | ۰/۴۶ | IV |
| <i>Tamus communis</i> | Tamu comm | I | ۵ | ۰/۴۵ | ۰/۲۳ | ۱/۴۰ | ۰/۸ | V | ۰/۴۶ | ۰/۵۹ | II |
| <i>Tilia platyphyllos</i> | Tili platy | II | ۷ | ۰/۴۸ | ۰/۳۱ | ۱/۵۹ | ۰/۹۸ | V | ۰/۴۶ | ۰/۹۴ | II |
| <i>Ulmus glabra</i> | Ulm glab | I | ۷ | ۰/۴۲ | ۰/۲۱ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Vicia cracca</i> | Vicc crac | II | x | ۰/۵۶ | ۰/۲۵ | na | na | I | ۰/۳۳ | ۰/۱۵ | IV |
| <i>Viola alba</i> | Viol alba | IV | ۶ | ۰/۴۷ | ۰/۲۱ | na | na | I | na | na | I |
| <i>Zelkova carpinifolia</i> | Zelc carp | V | * | ۰/۵۲ | ۰/۲۱ | na | na | I | ۰/۱۴ | ۰/۵۰ | II |

۳- برآورد مقادیر ارزش‌های شاخص و بردباری گونه‌های معرف با استفاده از کالیبراسیون

الف) میانگین وزنی در روش میانگین وزنی، مقادیر (T_{Rw}, R_w) و تمام گونه‌ها (۶۶ گونه) محاسبه شدند

ج) کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF

در برآورد R_c و T_{Rc} با استفاده از کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ، ۱۲ گونه از ۶۶ گونه دارای مدل پاسخ I، ۱۸ گونه دارای مدل پاسخ II، ۷ گونه دارای مدل پاسخ III، ۱۱ گونه دارای پاسخ IV و ۱۸ گونه دارای پاسخ V بودند (جدول ۱)؛ این نتایج تقریباً با پاسخ گونه‌ها به شیب اسیدیته اندازه‌گیری‌شده خاک مشابه بودند. مقادیر R_c محدوده ۶/۸۶ تا ۷/۲۷ را تشکیل دادند که در مقایسه با اسیدیته اندازه‌گیری‌شده، محدوده تقریباً فشرده‌ای است. مقادیر T_{Rc} نیز محدوده ۰/۱۳ تا ۰/۹۴ را تشکیل دادند که کاملاً با محدوده T_{Rh} مشابه است.

در برآورد N_c و T_{Nc} ، ۱۴ گونه از ۶۶ گونه دارای مدل پاسخ I، ۲۷ گونه دارای مدل پاسخ II، ۷ گونه دارای مدل پاسخ III، ۱۲ گونه دارای پاسخ IV و ۶ گونه دارای پاسخ V بودند (جدول ۱). مقادیر N_c (با حذف ۱۴ گونه) محدوده ۰/۱۴ تا ۰/۵۸ را تشکیل دادند که در مقایسه با ازت اندازه‌گیری‌شده، محدوده تقریباً فشرده‌ای است. مقادیر T_{Nc} محدوده ۰/۱۴ تا ۰/۹۹ را تشکیل دادند.

۴- مقایسه مقادیر ارزش‌های شاخص برآوردی با ارزش شاخص النبرگ

بر اساس نتایج تجزیه و تحلیل (جدول ۲)، هیچ همبستگی معناداری بین (R_e, N_e) و $(R_w, R_h, R_c; N_w)$ وجود ندارد. (N_h, N_c)

(جدول ۱). مقادیر R_w محدوده باریک‌تری (۵/۵ تا ۷/۵) را در مقایسه با اسیدیته اندازه‌گیری‌شده (۴/۱۸ تا ۸/۱۹) ایجاد کردند که این حالت به فشرده‌سازی پیش‌بینی‌های مربوط به اسیدیته منجر شد. ۵۰ درصد گونه‌ها بهینه‌ای بیشتر از ۶/۵ و ۵۰ درصد کمتر از آن داشتند. مقادیر T_{Rw} در محدوده ۰/۲ تا ۱/۲ و مقادیر Nw در محدوده ۰/۱ تا ۰/۸ قرار داشتند و در مقایسه با محدوده ازت اندازه‌گیری‌شده (۰/۰۳ تا ۱/۸)، طیف باریک‌تری داشتند. ۵۰ درصد گونه‌ها بهینه‌ای بیشتر از ۰/۴۳ و ۵۰ درصد کمتر از آن داشتند. مقادیر T_{Nw} در محدوده ۰/۲ تا ۰/۴ قرار داشتند.

ب) منحنی گونه‌های معرف بر اساس مدل پاسخ HOF در برآورد R_h و T_{Rh} با استفاده از مدل HOF، ۱۳ گونه از ۶۶ گونه نسبت به اسیدیته خاک دارای مدل پاسخ I بودند و گونه‌های بی‌تفاوت در نظر گرفته شدند، ۲۴ گونه دارای مدل پاسخ II و III، ۱۱ گونه دارای پاسخ IV و ۱۸ گونه دارای پاسخ V بودند (جدول ۱). مقادیر R_h (با حذف ۱۳ گونه بی‌تفاوت) محدوده ۴/۱۸ تا ۸/۱۸ (مشابه با اسیدیته اندازه‌گیری‌شده) را تشکیل دادند. مقادیر T_{Rh} نیز در محدوده ۰/۱۳ تا ۰/۹۴ قرار داشتند. در برآورد N_h و T_{Nh} ، ۲۶ گونه از ۶۶ گونه نسبت به ازت خاک دارای مدل پاسخ I، ۱۹ گونه دارای مدل پاسخ II، ۷ گونه دارای مدل پاسخ III، ۴ گونه دارای مدل پاسخ IV و ۱۰ گونه دارای مدل پاسخ V بودند (جدول ۱). مقادیر N_h (با حذف ۲۶ گونه) محدوده ۰/۰۳ تا ۱/۸۳ (کاملاً مشابه با محدوده ازت اندازه‌گیری‌شده) را تشکیل دادند. T_{Nh} نیز در محدوده ۰/۰۹ تا ۰/۹۷ قرار داشت.

جدول ۲- همبستگی رتبه‌ای اسپیرمن بین ضرایب ارزش شاخص اصلی النبرگ و مقادیر ارزش‌های شاخص برآوردی (گونه‌های بی‌تفاوت حذف شده‌اند). ns نبود معناداری را نشان می‌دهد.

| متغیر رتبه‌ای | متغیر مستقل | تعداد گونه | همبستگی اسپیرمن (r) | متغیر رتبه‌ای | متغیر مستقل | تعداد گونه | همبستگی اسپیرمن (r) |
|------------------|----------------|---------------|------------------------|------------------|----------------|---------------|------------------------|
| | R_w | ۲۹ | ۰/۱۲۵ ^{ns} | N_w | | ۳۱ | -۰/۰۹۵ ^{ns} |
| R_e | R_h | ۲۱ | -۰/۱۰۳ ^{ns} | N_h | | ۱۹ | ۰/۲۵۶ ^{ns} |
| | R_c | ۲۲ | ۰/۰۲۷ ^{ns} | N_c | | ۲۷ | -۰/۰۵۴ ^{ns} |

۵- ارزیابی عملکرد ارزش‌های شاخص برآوردی و النبرگ در روش‌های نشان زیستی

نتایج (جدول ۳) نشان می‌دهند عملکرد روش نشان زیستی WA1 برای عامل اسیدیته خاک از ۱/۳۵ تا ۳۲/۵ درصد و روش WA2 از ۱۳/۱ تا ۳۰/۶ درصد واریانس تبیین‌شده متفاوت است. در تمام روش‌های کالیبراسیون، عملکرد نشان زیستی با روش میانگین وزنی معمولی (WA1) بهتر از وزن‌دار کردن بر اساس معکوس مجذور مقادیر بردباری گونه‌ها (WA2) است. از بین سه روش کالیبراسیون، میانگین وزنی به‌علت وزن‌دار کردن گونه‌ها بر اساس مقادیر درصد تاج‌پوشش نتایج بهتری را در دو حالت WA1 و WA2 در مقایسه با دیگر روش‌ها دارد. mR_{ei} واریانس تبیین‌شده کمتری نسبت به mR_{wi} ، mR_{ci} و mR_{hi} دارد. کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF در مقایسه با ضرایب اصلی، میزان واریانس تبیین‌شده را تا حدی افزایش (۳/۶ به ۷/۸ درصد) داد (جدول ۳).

در زمینه عامل ازت خاک، عملکرد نشان زیستی با روش WA1 از ۳/۶ تا ۲۳/۷ درصد و با روش WA2 از ۸/۳ تا ۳۶/۷ درصد متفاوت بود. در تمام روش‌های کالیبراسیون، عملکرد نشان زیستی با روش وزن‌دار کردن بر اساس معکوس مجذور مقادیر بردباری گونه‌ها (WA2) بهتر از عملکرد با روش میانگین وزنی معمولی (WA1) بود که نشان‌دهنده اهمیت بردباری گونه‌هاست. بین روش‌های کالیبراسیون، روش میانگین وزنی نتایج بهتری در دو حالت WA1 و WA2 در مقایسه با دیگر روش‌ها داشت. mN_{ei} واریانس تبیین‌شده کمتری نسبت به mN_{wi} ، mN_{ci} و mN_{hi} داشت. کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF در مقایسه با ضرایب اصلی، میزان واریانس تبیین‌شده را تا حدی افزایش (۳/۶ به ۷/۸ درصد) داد (جدول ۳).

جدول ۳- تحلیل رگرسیون بین مقادیر متوسط پیش‌بینی شده و مقادیر اندازه‌گیری شده برای دو عامل محیطی اسیدیته و ازت خاک در هر رله (mR_i, mN_i). رگرسیون خطی با مقادیر لگاریتم - معکوس شده اسیدیته و ازت خاک استفاده شد ($\logit^{-1}(pH) = \exp(pH)/(1 + \exp(pH))$). تمام همبستگی‌ها در سطح اطمینان ۹۵ درصد معنادارند.

| عامل محیطی | روش نشانگر زیستی | متوسط عامل محیطی | R ² (ضریب تعیین) | r (همبستگی پیرسون) |
|------------------|------------------|------------------|-----------------------------|--------------------|
| pH (inverse-log) | WA1 | mR_{ei} | ۰/۱۳۵ | -۰/۱۳۶ |
| | WA1 | mR_{wi} | ۰/۳۲۵ | ۰/۵۷۳ |
| | WA1 | mR_{hi} | ۰/۲۵۹ | ۰/۵۱۳ |
| | WA1 | mR_{ci} | ۰/۲۷۳ | -۰/۵۲۶ |

| | | | | |
|--------|-------|------------------|-----------------|----------------|
| ۰/۵۵۷ | ۰/۳۰۶ | mR _{wi} | WA2 | N(inverse-log) |
| ۰/۳۶۷ | ۰/۱۳۱ | mR _{hi} | WA2 | |
| -۰/۵۰۰ | ۰/۲۴۶ | mR _{ci} | WA2 | |
| ۰/۲۰۴ | ۰/۰۳۶ | mN _{ei} | WA1 | |
| ۰/۴۹۰ | ۰/۲۳۷ | mN _{wi} | WA ₁ | |
| ۰/۴۶۲ | ۰/۲۰۹ | mN _{hi} | WA ₁ | |
| ۰/۲۸۸ | /۰۷۸ | mN _{ci} | WA ₁ | |
| ۰/۶۰۸ | ۰/۳۶۷ | mN _{wi} | WA ₂ | |
| ۰/۴۷۸ | ۰/۲۲۴ | mN _{hi} | WA ₂ | |
| ۰/۲۹۶ | ۰/۰۸۳ | mN _{ci} | WA ₂ | |

روش نشان زیستی WA1، نقطه اشتراک مقایسه

ارزش‌های شاخص النبرگ و مقادیر ارزش شاخص با روش‌های مختلف کالیبراسیون است. با توجه به اینکه از ۶۶ گونه، تنها ۲۹ گونه برای اسیدیته و ۳۱ گونه برای ازت خاک دارای EIVs بودند، انجام مقایسه بین WA1 بر اساس مقادیر EIVs و WA1 بر اساس روش‌های کالیبراسیون منطقی به نظر نمی‌رسد؛ بنابراین برای همگن‌سازی شرایط در زمینه عوامل اسیدیته و ازت خاک، نشان زیستی WA1 با روش میانگین وزنی (که نسبت به سایر روش‌ها مناسب‌تر بود) به ترتیب بر اساس همان ۲۹ و ۳۱ گونه محاسبه شد. در زمینه عامل واکنش خاک، عملکرد نشان زیستی WA1 بر اساس روش کالیبراسیون میانگین وزنی ۳۲/۵ درصد و بر اساس ضرایب ارزش شاخص النبرگ ۱/۳۵ درصد بود. در زمینه عامل ازت خاک، عملکرد نشان زیستی WA1 بر اساس روش کالیبراسیون میانگین وزنی ۲۳/۷ درصد و بر اساس ضرایب ارزش شاخص النبرگ ۳/۶ درصد بود. در هر دو عامل محیطی بررسی شده، استفاده از مقادیر کالیبره شده نسبت به ضرایب اصلی النبرگ نتایج بهتری ارائه کرد.

بحث

در پژوهش حاضر، جدول ارزش شاخص النبرگ مربوط به اسیدیته و ازت خاک برای گونه‌های معرف (نشانگرهای زیستی) ارائه شد (جدول ۱). در سیستم النبرگ، ارزش‌های شاخص گونه‌ها برای عواملی مانند نور، درجه حرارت، رطوبت، اسیدیته، ازت و شوری خاک ارائه شده است. علت استفاده از دو عامل اسیدیته و ازت خاک در مطالعه حاضر، اهمیت این عوامل در رشد و نمو گیاهان در این منطقه است.

اسیدیته خاک، عاملی محیطی است که اندازه‌گیری آن آسان است و برخلاف عواملی مانند نور و رطوبت، میزان آن طی سال تغییر نمی‌کند. اسیدیته خاک به تنهایی ماده مغذی گیاهی نیست، اما بر وضعیت مواد مغذی و میزان در دسترس بودن آنها در خاک تأثیر می‌گذارد (Diekmann, 2003). در مطالعه حاضر، بیشتر گونه‌ها برای اسیدیته خاک دارای ارزش شاخص النبرگ ۷ (۴۱/۳۷ درصد، ۱۷ گونه از ۲۹ گونه) بودند. نیتروژن یکی از مهم‌ترین ریزمغذی‌های اکوسیستم زمینی شناخته شده است (Diekmann, 2003).

رویشگاه‌های هیرکانی در مقایسه با نواحی مرکزی اروپا متفاوت است. فراوانی نسبتاً زیاد مدل‌های II و III نسبت به مدل‌های تک‌نمایی در هر دو روش کالیبراسیون نشان‌دهنده شیب کم عوامل انتخاب‌شده است یا نشان می‌دهد بهینه‌گونه‌ها نزدیک به انتهای شیب قرار دارد. نمونه‌برداری ناقص در شیب محیطی (نمونه‌برداری در تمام طول شیب انجام نشود) به شیب‌های کوچکی از عوامل محیطی منجر می‌شود (Huisman *et al.*, 1993).

در روش‌های نشان زیستی برای هر دو عامل محیطی، مقادیر متوسط محیطی حاصل از ارزش‌های شاخص کالیبره‌شده (به‌ویژه روش میانگین وزنی) در مقایسه با مقادیر متوسط حاصل از ارزش‌های شاخص النبرگ همبستگی بیشتری با عوامل محیطی اندازه‌گیری‌شده نشان دادند. در مطالعه‌های متعددی به کارایی زیاد کالیبراسیون از طریق میانگین وزنی (Schaffers and Sykora, 2000; ter Braak and Barendregt, 1986) و همبستگی بسیار کم ارزش النبرگ با عوامل محیطی اندازه‌گیری‌شده مانند نیتروژن اشاره شده است (Ertzen *et al.*, 1998; Hedwall *et al.*, 2019).

نکته جالب دیگر اینست که روش کالیبراسیون ضرایب اصلی النبرگ مانند خود ضرایب النبرگ کارآمدی زیادی در نشان زیستی ندارد و ضرایب رگرسیونی بسیار کمی را نشان می‌دهد؛ این نتیجه علاوه بر آنکه نشان‌دهنده ضعف سیستم النبرگ در برآورد ویژگی‌های محیطی در جنگل مطالعه‌شده است، تأییدی بر این موضوع است که استفاده از ضرایب النبرگ برای مناطق خارج از اروپای مرکزی به اعتبارسنجی نیاز دارد و روش‌های کالیبراسیون عملکرد

خاک‌های حاوی نیتروژن زیاد برای رشد گیاهان مناسبند و در چنین خاک‌های غنی‌ای، رقابت بر سر مواد غذایی کمتر و در کسب نور بیشتر است (Seidling and Fischer, 2008). ذخایر نیتروژن پیش‌بینی‌کنندگان بهتری برای ارزش شاخص مواد غذایی خاک در مقایسه با دیگر متغیرهای خاک (فسفر، پتاسیم و ...) هستند (Ertzen *et al.*, 1998)؛ درحقیقت، ارزش‌های شاخص النبرگ ارائه‌شده برای نیتروژن علاوه بر آنکه معیار مناسبی از درجه تغییرپذیری ازت خاک در سطح منطقه به شمار می‌آیند، شاخص مناسبی از بهره‌وری و دردسترس بودن مواد غذایی‌اند (Ertzen *et al.*, 1998; Wehenkel *et al.*, 2011).

در مطالعه حاضر، ارزش شاخص النبرگ گونه‌های معرف برای ازت خاک دارای محدوده وسیع ۲ تا ۹ بود. ارزش شاخص ۱ نشان‌دهنده رشد گیاه در خاک‌های با میزان بسیار کم نیتروژن و در مقابل، ارزش ۹ نشان‌دهنده نیاز بسیار زیاد گیاه به نیتروژن خاک است (Bartelheimer and poschlod, 2016)؛ در نتیجه، جنگل مطالعه‌شده طیف گسترده‌ای از رویشگاه‌هایی را دارد که از نظر میزان ازت خاک با یکدیگر متفاوتند و این حالت به ایجاد تنوع در جوامع گیاهی موجود در آن کمک می‌کند. در پژوهش حاضر علاوه بر ارزش شاخص النبرگ، سه روش کالیبراسیون (میانگین وزنی، مدل پاسخ HOF و کالیبره کردن ضرایب النبرگ بر اساس مدل HOF) برای ارائه ارزش‌های شاخص محلی مربوط به اسیدیته و ازت خاک استفاده شدند. نتایج همبستگی رتبه‌ای اسپیرمن بین ارزش‌های شاخص کالیبره‌شده و مقادیر اصلی النبرگ هیچ‌گونه همبستگی معناداری را نشان ندادند که نشان می‌دهد پاسخ این گونه‌ها نسبت به دو عامل محیطی مدنظر در

موجود در نتایج (حاصل از ارزش‌های النبرگ) به ایجاد نتایج بهتر در نشان زیستی کمک کرد.

انتظار می‌رود زمانی که منطقه مطالعه‌شده در اروپای مرکزی باشد، بین مقادیر ارزش النبرگ و مقادیر ارزش کالیبره‌شده همبستگی وجود داشته باشد و استفاده از ارزش النبرگ به نتایج قابل‌قبولی در برآورد ویژگی‌های محیطی منجر شود. نتایج Balkovič و همکاران (۲۰۱۲) در استفاده از مقادیر ارزش شاخص النبرگ و مقادیر کالیبره‌شده در جنگل‌های پهن‌برگ نیمه‌کوهستانی در اسلواکیا (واقع در اروپای مرکزی) همبستگی زیادی را بین این مقادیر نشان داد و نتایج آنها مؤید این مطلب بود که مقادیر النبرگ در اروپای مرکزی کارآمدی بیشتری نسبت به دیگر مناطق دارد.

در هر دو مطالعه (مطالعه حاضر و مطالعه Karamdar *et al.*, 2014) تعداد اندکی از گونه‌ها حاوی EIVs بودند و تعداد زیادی از گونه‌ها در سیستم النبرگ حضور نداشتند که از دست‌رفتن بخش درخور توجهی از اطلاعات را در پی داشت؛ این اختلاف‌ها، عملکرد ضرایب النبرگ را کاهش می‌دهند و باعث می‌شوند استفاده از آن در برآورد ویژگی‌های محیطی در این مناطق به نتایج قابل‌قبول منجر نشود.

ضعف دیگر سیستم النبرگ بر اساس نظر Balkovič و همکاران (۲۰۱۲) و Diekmann (۲۰۰۳)، محاسبه‌نشدن بردباری گونه‌هاست؛ بنابراین نمی‌توان WA2 را براساس ارزش‌های شاخص النبرگ محاسبه کرد و این در حالیست که WA2 با تمام روش‌های کالیبراسیون محاسبه می‌شود. هنگام پیش‌بینی متوسط اسیدیته و ازت خاک در بررسی حاضر، عملکرد روش‌های کالیبراسیون با یکدیگر متفاوت بود. در هر

مقادیر ارزش شاخص را افزایش می‌دهند (Ellenberg *et al.*, 1992; Wamelink *et al.*, 2002; Lawesson و Hedwall. *et al.*, 2003; Wamelink *et al.*, 2005) همکاران (۲۰۱۹) نشان دادند قدرت پیش‌بینی ارزش‌های النبرگ با افزایش فاصله آنها از اروپای مرکزی کاهش می‌یابد.

یافته‌های پژوهش حاضر با نتایج پژوهش‌های Karamdar و همکاران (۲۰۱۴) در جنگل‌های شمشاد هیرکانی همخوانی دارند. Dzwonko (۲۰۰۱) طی بررسی خود در جنگل‌های تنک جنوب لهستان نشان داد ارزش‌های شاخص النبرگ نشانه‌های مؤثر کمی را از شرایط خاک فراهم می‌کنند و بررسی آنها ضعف استفاده از ضرایب النبرگ در نشان زیستی عوامل محیطی را نشان می‌دهد.

در هر دو مطالعه انجام‌شده در جنگل‌های هیرکانی، ارزش‌های شاخص کالیبره‌شده بر اساس مقادیر اندازه‌گیری‌شده اسیدیته و ازت خاک محاسبه شده‌اند (کالیبراسیون با توجه به شرایط محلی انجام شده است)؛ هرچند ارزش‌های النبرگ استفاده‌شده بر اساس شرایط اروپای مرکزی است و بین عوامل خاک و پاسخ گونه‌ها به این عامل در رویشگاه‌های هیرکانی و اروپای مرکزی اختلاف وجود دارد (Karamdar *et al.*, 2014). از آنجا که روش‌های نشان زیستی برای عوامل محیطی مانند خاک به شدت به عوامل اندازه‌گیری خاک در منطقه مطالعه‌شده وابسته‌اند، ارزش‌های شاخص کالیبره‌شده یا به بیان دیگر، ارزش‌های شاخص محلی عملکرد بسیار بهتری نسبت به ارزش‌های النبرگ در برآورد ویژگی‌های محیطی در مطالعه حاضر داشتند؛ درحقیقت، کالیبراسیون با بهبود اریبی‌های

دو عامل، روش WA2 بر اساس میانگین وزنی کارایی زیادی را نشان داد که نشان‌دهنده اهمیت وزن‌دار کردن گونه‌ها، بردباری آنها و ضعف سیستم النبرگ در روش‌های نشان زیستی است. Karamdar و همکاران (۲۰۱۴) بیان کردند برتری روش کالیبراسیون میانگین وزنی دلیلی بر اینست که تراکم رلوه‌ها در امتداد شیب تغییرات اسیدیته و ازت خاک تقریباً یکنواخت بوده است. عملکرد ضعیف روش سوم کالیبراسیون (کالیبره کردن ضرایب اصلی النبرگ بر اساس مدل پاسخ HOF) ممکن است ناشی از به‌کاربردن ضرایب النبرگ در محاسبه مقادیر ارزش شاخص باشد؛ این درحالیست که دو روش کالیبراسیون دیگر که از ضرایب النبرگ استفاده نکردند، نتایج بهتری را ارائه دادند.

بنابراین، EIVs ابزار مناسبی برای برآورد غیرمستقیم دو عامل ازت و واکنش خاک در جنگل‌های هیرکانی نیست و استفاده از ارزش‌های شاخص محلی به نتایج بهتری در پیش‌بینی ویژگی‌های محیطی منجر می‌شود؛ از این رو پیشنهاد می‌شود با بررسی‌های دقیق‌تر و نمونه‌برداری‌های با حجم بیشتر، سیستمی مانند النبرگ برای گونه‌های موجود در جنگل‌های هیرکانی ارائه شود. ارائه چنین سیستم‌هایی سبب صرفه‌جویی در وقت و هزینه می‌شود و امکان پیش‌بینی مقادیر محیطی تغییر یافته را فراهم می‌کند؛ زیرا گیاهان نشان‌دهنده مقادیر محیطی‌اند و این مقادیر ممکن است طی زمان و مکان دستخوش تغییر شوند و نتوان آنها را با اندازه‌گیری‌های ساده تخمین زد (Diekmann, 2003).

سپاسگزاری

از دفتر معاونت پژوهش و فناوری دانشگاه فردوسی مشهد برای حمایت مالی (طرح شماره ۳ با کد ۴۱۷۹۱/۳) و همچنین از گروه جنگلداری دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی دانشگاه تربیت مدرس برای ارائه امکانات نمونه‌برداری میدانی سپاسگزاری می‌شود.

جمع‌بندی

نتایج پژوهش حاضر نقایص سیستم النبرگ را تأیید می‌کنند. این سیستم به‌جای اندازه‌گیری‌های مستقیم، عمدتاً بر دانش تجربی استوار است و استفاده از مقیاس‌های دلخواه باعث ایجاد عدم قطعیت‌هایی در نشان زیستی می‌شود (Diekmann, 2003; Balkovič

منابع

- Akaike, H. (1974) A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19(6): 716-723.
- Asadi, H., Esmailzadeh, O., Hosseini, S. M., Asri, Y. and Zare, H. (2016) Application of Cocktail method in vegetation classification. *Taxonomy and Biosystematics* 28: 21-38 (in Persian).
- Balkovič, J., Kollar, J., Čemanova, G. and Šimonovič, V. (2010) Indicating soil acidity using vegetation releves in spatially limited areas- case study from the Považsky Inovec, Slovakia. *Folia Geobotanica* 45: 253-277.
- Balkovič, J., Kollár, J. and Šimonovič, V. (2012) Experience with using Ellenberg's R indicator values in Slovakia: Oligotrophic and mesotrophic submontane broad-leaved forests. *Biologia* 67(3): 474-482.
- Bartelheimer, M. and Poschlod, P. (2016) Functional characterizations of Ellenberg indicator values – a

- review on ecophysiological determinants. *Functional Ecology* 30: 506-516.
- Chytrý, M. and Tichý, L. (2003) Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision. Masaryk University, Brno.
- De Cáceres, M. and Legendre, P. (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology* 90(12): 3566-3574.
- Dengler, J., Chytrý, M. and Ewald, J. (2008) Phytosociology. In: *Encyclopedia of ecology*. (Eds. Jørgensen, S. E., and Fath, B. D.) 2767-2779. Elsevier, Oxford.
- Diekmann, M. (2003) Species indicator values as an important tool in applied plant ecology- A review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493-506.
- Dzwonko, Z. (2001) Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* 38: 942-951.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Werner, W. and Paulißen D. (1992) Zeigerwerte der Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot* 18: 1-258.
- Ertsen, A. C. D., Alkemade, J. R. M. and Wassen, M. J. (1998) Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands. *Plant Ecology* 135: 113-124.
- Esmailzadeh, O., Nourmohammadi, K., Asadi, H. and Yousefzadeh, H. (2014) A floristic study of Salaheddinkola Forests, Nowshahr, Iran. *Taxonomy and Biosystematics* 19: 37-85 (in Persian).
- Hedwall, P., Brunet, J. and Diekmann, M. (2019) With Ellenberg indicator values towards the north: Does the indicative power decrease with distance from Central Europe?. *Journal of Biogeography* 14: 1-13.
- Huisman, J., Olf, H. and Fresco, L. F. M. (1993) A hierarchical set of models for species response analysis. *Journal of Vegetation Science* 4: 37-46.
- Hill, M. O., Roy, D. B., Mountford, J. O. and Bunce, R. G. (2000) Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. *Journal of Applied Ecology* 37(1): 3-15.
- Jansen, F. and Oksanen, J. (2013) How to model species responses along ecological gradients- Huisman- Olf- Fresco models revisited. *Journal of Vegetation Science* 1-10.
- Jennings, M. D., Faber-Langendoen, D., Loucks, O. L., Peet, R. K. and Roberts, D. (2009) Standards for associations and alliances of the US National Vegetation Classification. *Ecological Monograph* Banner 79: 173-199.
- Karamdar, Z., Esmailzadeh, O. and Alavi, S. J. (2014) Extending ellenberg's indicator values for vascular plant in hyrcanian box tree (*Buxushyrcana* Pojark.) forests. MSc thesis, Tarbiat Modares University, Noor, Iran (in persian).
- Klaus, V. H., Kleinebecker, T., Boch, S., Müller, J., Socher, S. A., Prati, D., Fischer, M. and Hölzel, N. (2012) NIRS meets Ellenberg's indicator values : Prediction of moisture and nitrogen values of agricultural grassland vegetation by means of near-infrared spectral characteristics. *Ecological Indicators* 14: 82-86.
- Lawesson, J. E., Fosaa, A. M. and Olsen, E. (2003) Calibration of Ellenberg indicator values for the Faroe Islands. *Applied Vegetation Science* 6: 53-62.
- Naqinezhad, A. R., Esmailpoor, A. and Jafari, N. (2015) A new record of *Pyrola minor* (Pyrolaceae) for the flora of Iran as well as a description of its surrounding habitats. *Taxonomy and Biosystematics* 22: 71-80 (in Persian).
- Oksanen, A. J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlenn, D., Minchin, P. R., Hara, R. B. O., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. and Wagner, H. (2017)

- vegan: community ecology package. R package version 2.4.4. URL: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Peppler-lisbach, C. (2008) Using species- environmental amplitudes to predict pH values values from vegetation. *Journal of Vegetation Science* 19: 437-444.
- R Core Team (2005) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Roleček, J., Tichy, L., Zeleny, D. and Chytry, M. (2009) Modified TWINSpan classification in which the hierarchy respects cluster heterogeneity. *Journal of Vegetation Science* 20: 596-602.
- Schaffers, A. P. and Sykora, K. V. (2000) Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244.
- Seidling, W. and Fischer, R. (2008) Deviances from expected Ellenberg indicator values for nitrogen are related to N throughfall deposition in forests. *Ecological Indicators* 8(5): 639-646.
- Szymura, T. H., Szymura, M. and Macioł, A. (2014) Bioindication with Ellenberg's indicator values: a comparison with measured parameters in Central European oak forests. *Ecological Indicators* 46: 495-503.
- ter Braak, C. J. F. and Barendregt, L. G. (1986) Weighted averaging of species indicator values: its efficiency in environmental calibration. *Mathematical Biosciences* 78: 57-72.
- ter Braak, C. J. F. and van Dam, H. (1989) Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Tichy, L. (2002). JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science* 13(3): 451-453.
- Uğurlu, E. and Oldeland, J. (2012) Species response curves of oak species along climatic gradients in Turkey. *International Journal of Biometeorology* 56: 85-93.
- Van der Maarel, E. (1979) Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97-114.
- Wamelink, G. W., Joosten, V., van Dobben, H. F. and Berendse F. (2002) Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. *Journal of Vegetation Science* 13: 269-278.
- Wamelink, G. W., Goedhart, P. W., Van Dobben, H. F. and Berendse, F. (2005) Plant species as predictors of soil pH: Replacing expert judgement with measurements. *Journal of Vegetation Science* 16: 461-470.
- Wehenkel, C., Corral-Rivas, J. J. and Hernandez-Diaz, J. C. (2011) Genetic diversity in relation to secondary succession of forest tree communities. *Polish Journal of Ecology* 59(1): 45-54.
- Zuquim, G., Tuomisto, H., Jones, M. M., Prado, J., Fernando, O. G., Moulatlet, G. M., Costa, F. R. C., Quesada, C. A. and Emilio, T. (2014) Predicting environmental gradients with fern species composition in Brazilian Amazonia. *Journal of Vegetation Science* 1-13.
- Zarrin kafsh, M. (1993) Soil science, evaluation, morphology and quality analysis of soil-water-plant. Tehran University Press, Tehran (in Persian).
- Zhang, M., Zhang, X. K., Liang, W. J., Jiang, Y., Dai, G. H., Wang, X. G. and Han, S. J. (2011) Distribution of soil organic carbon fractions along the altitudinal gradient in Changbai Mountain, China. *Pedosphere* 21: 615-620.