

برآورد مقدار انتشار ترکیبات آلی فرار بیوژنیکی به وسیله درختان شهری با استفاده از مدل i-Tree Eco (بررسی موردی: شهر تبریز)

وحید امینی پارسا^{۱*}، اسماعیل صالحی^۲ و احمدرضا یآوری^۳

- ۱- دکترای برنامه‌ریزی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. (aminiparsa@ut.ac.ir)
- ۲- دانشیار، گروه برنامه‌ریزی، مدیریت و آموزش محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. (tehranssaleh@ut.ac.ir)
- ۳- دانشیار، گروه برنامه‌ریزی، مدیریت و آموزش محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران. (ayavari@ut.ac.ir)

تاریخ پذیرش: ۹۷/۰۵/۰۱

تاریخ دریافت: ۹۷/۰۳/۱۲

چکیده

در این پژوهش با بهره‌گیری از مدل i-Tree Eco ضمن ارزیابی ساختار جامعه درختان شهری تبریز مقدار انتشار ایزوپرن و مونوتوپرن توسط درختان برآورد شد. نتایج بیانگر کاربرد موفقیت‌آمیز مدل در منطقه مورد بررسی بوده و نشان داد که جامعه درختان شهری با درصد پوشش ۹/۴ درصدی در سال ۱۸۴۲۸/۶ و ۴۹۷۵۷/۵ کیلوگرم مونوترپن و ایزوپرن را نشر می‌دهند. کاربری زمین فضای باز و ۱۰ گونه درختی از ۴۸ گونه شناسایی شده به ترتیب مسئول ۶۳/۳ و ۹۲/۲۲ درصد از کل انتشارات سالیانه ترکیبات آلی فرار بودند. گونه‌های *White poplar* و *Austrian pine* به ترتیب بیش‌ترین مقدار انتشار ایزوپرن و مونوترپن را بر عهده داشتند؛ بنابراین پیشنهاد می‌شود در برنامه‌های آبی کاشت درختان شهری از گونه‌هایی با مقدار انتشار ترکیبات آلی فرار پایین‌تر استفاده شود تا منتج به کاهش تشکیل اوزون و کربن مونواکسید در اتمسفر شود. نتایج این پژوهش می‌تواند در مدیریت بهتر محیط‌زیست و فضای سبز شهری کاربرد داشته باشد.

واژه‌های کلیدی: آلودگی هوا، ایزوپرن، جنگل شهری، مونوتوپرن.

مقدمه

فرار آنتروپوژنیک را دو برابر می‌سازد (Calfapietra et al., 2013, Guenther et al., 1995). ایزوپرن (C_5H_8 , 2-methyl-1,3-butadiene) ساده‌ترین و فرارترین ایزوپونوئید محسوب شده و مسئول حدود ۸۰ درصد انتشار کربن به‌صورت BVOC از گیاهان است (Calfapietra et al., 2009). مونوترپن‌ها ($C_{10}H_{16}$)، ایزوپونوئیدهایی هستند که برابر با دو واحد ایزوپرن بوده و اغلب توسط گیاهان منتشر می‌شود، خصوصیات فیزیکی این مولکول‌ها سبب کم‌تر بودن فراریت و نرخ انتشار آن‌ها در مقایسه با ایزوپرن‌ها می‌شود (Niinemets et al., 2004).

انتشارات BVOC درختان برحسب نوع گونه، دمای هوا و دیگر عامل‌های محیطی تفاوت دارد (Kuser, 2006). بسیاری از گونه‌های گیاهی با نرخ‌های انتشار کیفی و کمی بسیار متفاوتی، ایزوپونوئیدها را منتشر می‌کنند (Lioussé et al., 2004). در سطح بررسی‌های جهانی، جنگل‌ها و به‌خصوص کاشت درختان تندرشد عمده‌ترین منابع تولیدکننده ایزوپونوئیدها هستند؛ که بلوط، صنوبر و اکالیپتوس‌ها جزو انتشاردهنده‌های قدرتمند محسوب می‌شوند. اغلب درختان برگ‌ریز، ایزوپرن منتشر می‌کنند درحالی‌که کاج‌ها (مخروطیان) مثل درختان کاج و سدرها به‌طور عمده مونوترپن‌ها را انتشار می‌دهند (Seufert et al., 1997)، درحالی‌که برخی گونه‌ها همانند نوئل هر دوی آن‌ها را منتشر می‌کنند (Steinbrecher et al., 1999, Kesselmeier and Staudt, 1994).

اگرچه انتشارات BVOCها می‌تواند گیاهان را در برابر استرس‌های اکسیدکننده محافظت کند، ولی اساساً شار ازون میان اتمسفر و بیوسفر را تغییر می‌دهند (Prénder et al., 2013). یکی از مهم‌ترین پسابندهای انتشارات بیوژنیک ایزوپونوئیدها، نقش اساسی آن‌ها

اکوسیستم‌های شهری به‌ویژه درختان شهری نه تنها خدمات اکوسیستمی را عرضه می‌کنند بلکه خسارت‌ها یا هزینه‌های اکوسیستمی را نیز سبب می‌شوند (Escobedo et al., 2011). خسارت‌ها یا هزینه‌های اکوسیستمی به‌صورت عملکردهایی از اکوسیستم‌ها که به‌صورت منفی برای رفاه بشر القا می‌شود، تعریف می‌شوند (Lyytimäki and Lyytimäki et al., 2008, Zhang et al., 2007, Sipilä, 2009). یکی از مهم‌ترین هزینه‌های اکوسیستمی انتشار ترکیبات آلی فرار بیوژنیک (Biogenic Volatile Organic Compound; BVOC) مثل ایزوپونوئیدها (Isoprenoids) اعم از ایزوپرن (Isoprene) و مونوترپن (Monoterpene)، اتان، پروپن، بوتان، استالدید، فرمالدئید، استیک اسید و اسید فرمیک توسط درختان شهری است که همه آن‌ها می‌توانند به‌طور غیرمستقیم در معضلات مه‌دود و ازون شهری نقش داشته باشند (Chaparro and Terradas, 2009, Kesselmeier and Staudt, 1994, Geron et al., 1999). ترکیبات آلی فرار بیوژنیک جزئی از گروه ترکیبات آلی فرار (Volatile Organic Compound; VOC) هستند که منشأ انتشار آن‌ها طبیعی (مثل درختان) است که روغن‌های ضروری، رزین‌ها و دیگر محصولات گیاهی را می‌سازند و می‌توانند در جذب گرده‌افشان‌ها و دفع شکارچی‌ها برای درختان مفید باشند (Nowak and Dwyer, 2007). ایزوپونوئیدها دسته‌ای مهمی از BVOCها بوده و شامل ترکیب‌هایی هستند که با مقادیر بالایی توسط گیاهان منتشر می‌شوند و پسابندهای مهمی برای شیمی اتمسفر دارند. برآورد شده است که سالانه انتشار BVOCها از گیاهان مسئول تشکیل ۱۱۵۰ تن کربن در جهان بوده و تقریباً انتشار ترکیبات آلی

در فرآیندهای شیمیایی اتمسفر شهری نیز درگیر می‌شوند (Calfapietra et al., 2013, 2009). بررسی‌های اندکی در مقیاس شهری برای بررسی ارتباطات بین انتشار BVOC و آزون انجام شده است. مشارکت گیاهان شهری در مقدار بار BVOCها در هوا و واکنش‌های بین انتشارات بیوژنیک و آلودگی هوا مثل تشکیل آزون نیازمند بررسی و پژوهش‌های بیشتری است (Calfapietra et al., 2013). یکی از مدل‌های بسیار کارآمد در زمینه برآورد مقدار انتشار BVOCها توسط درختان شهری، مدل i-Tree Eco است که توسط پژوهشگران مختلفی در جهان مورد استفاده قرار گرفته است (Nowak et al., 2008a, Baró et al., 2014, Yang, 2005, Saunders et al., 2011, 2002). بررسی‌های کتابخانه‌ای و مرور منابع داخلی نشان داد که به‌جز پژوهشی که به ارزیابی انتشار درجای BVOCها توسط صرفاً سه گونه درختی در شهر کرج با استفاده از روش‌های آزمایشگاهی در طول فصل رویش انجام شده است (Khedive et al., 2017)، تاکنون برآورد مقدار انتشارات BVOCها به‌وسیله درختان آن‌هم در مقیاس شهر و برای کل جامعه درختان شهری در ادبیات موضوعی ایران مورد توجه قرار نگرفته است و هم‌چنین مدل i-Tree Eco نیز در پژوهش‌های موردی ایران استفاده نشده است. بنابراین برای فائق آمدن بر این کاستی‌ها و کمی‌سازی مقدار انتشار ایزوپرن و مونوترپن توسط درختان شهری، بومی‌سازی مدل i-Tree Eco در ایران، این پژوهش درصدد کمی‌سازی مقدار انتشارات BVOCها توسط درختان شهر تبریز با استفاده از مدل i-Tree Eco، ارزیابی پتانسیل گونه‌های مختلف درختی موجود در انتشار ایزوپرن و مونوترپن و مقایسه سهم کاربری‌های زمین مختلف در این انتشارها است. پیش‌نیاز این

در شکل‌گیری مه‌دوهای فتوشیمیایی در تروپوسفر است که منجر به تشکیل آزون و دیگر آلاینده‌های ثانویه اعم از پراکسی‌استیل نیترات‌ها (PAN)، آلدئیدها، کتون‌ها، پراکسید هیدروژن، ائروسول‌های آلی ثانویه (SOA) و ذرات معلق (PM) می‌شوند (Fuentes et al., 2000). به‌خصوص واکنش VOC-OX (ترکیبات VOC با پتانسیل بالای تشکیل آزون فتوشیمیایی) با رادیکال‌های OH سبب تشکیل دیگر رادیکال‌ها (R' و ROH') می‌شود (Calfapietra et al., 2009, 2013)؛ که می‌توانند با رادیکال‌های پروکساید تولیدکننده اکسیژن واکنش داده و سپس از طریق واکنش با نیتریک اکسید (NO) منجر به تولید دی‌اکسید نیتروژن شده و سبب افزایش غلظت آن در اتمسفر و در نهایت در حضور اشعه ماورای بنفش منتج به افزایش غلظت آزون شود. به‌طور خلاصه، حضور BVOCها به‌ویژه ایزوپرنوئیدها، سبب تغییر چرخه NO-NO₂-O₃ می‌شوند که مسئول تشکیل و تنزل آزون هست (Di Carlo et al., Atkinson, 2000, 2004). ایزوپرن و مونوترپن‌ها دارای پتانسیل‌های متفاوتی برای تشکیل آزون (POF) هستند که برحسب گرم آزون تولیدشده بر گرم مولکول ایزوپرن و مونوترپن بیان می‌شود. برای مثال، مقدار POF برای ایزوپرن برابر ۹/۱ و برای α -pinene (غالب‌ترین مونوترپن منتشرشده توسط گیاهان) معادل ۳/۳ است (Carter, 1994).

بنابراین برای درک جامع از نقش کلیدی اکوسیستم‌های گیاهی شهری در واکنش‌های بیوسفر و اتمسفر جهانی، آگاهی از نقش و عملکردهای BVOCها بسیار ضروری است. نه‌تنها این ترکیب‌ها نقش حیاتی در دفاع گیاهان شهری در مقابل استرس‌های زیستی و غیر زیستی را دارا هستند، بلکه

هدف ارزیابی ساختار، ترکیب و توزیع جامعه درختی شهری است. شایان ذکر است پژوهشی با این وسعت و رویکرد در ادبیات موضوعی داخلی یافت نشد؛ بنابراین مدل به کار گرفته شده و هم‌چنین هدف مورد بررسی جز نوآوری‌های این پژوهش محسوب می‌شود.

مواد و روش‌ها

مشخصات منطقه مورد بررسی

در این پژوهش محدوده قانونی شهر تبریز به‌عنوان منطقه مورد بررسی انتخاب شده است. طبق سرشماری سال ۱۳۹۰، شهر تبریز دارای ۱۴۹۵۰۰۰ نفر جمعیت بوده (Statistical Center of Iran, 2016) و وسعت آن حدود ۲۴۴۵۳ هکتار است. شهر تبریز در داخل دره تکنونیکي بخش شرقی جلگه تبریز واقع شده است. از شمال توسط کوه‌های عون‌بن‌علی و از جنوب توسط تپه‌ماهورهای ارتفاعات سهند محصور شده و شکلی دره‌ای به‌خود گرفته است که این عامل در تشدید آلودگی هوا و پدیده وارونگی دما نقش اساسی دارد (Esmailnejad et al., 2015). شهر تبریز به‌واسطه وجود منابع آلاینده متحرک و ثابت، محصور شدن شهر توسط کوه‌های اطراف (توپوگرافی منطقه) به‌عنوان یکی از هشت شهر آلوده کشور به‌شمار می‌رود (Gorbani et al., 2012).

روش پژوهش

پیش‌نیاز تخمین مقدار انتشارات BVOCها از درختان شهری، داشتن داده‌های مناسب و صحیح از نظر آماری در مورد ساختار جامعه درختان شهری برای ارزیابی مناسب و کمی‌سازی این هزینه اکوسیستمی است. برای کمک به ارزیابی ساختار جامعه درختان شهری (مثل تعداد درختان، ترکیب گونه‌ای، اندازه درخت و سلامت آن) و عملکردهای مختلف (مثل انتشار

BVOCها) مدل i-Tree Eco توسعه‌یافته است (Nowak et al., 2008a). این مدل دارای پروتکل‌هایی برای سنجش و پایش جنگل شهری و به‌همان نحو تخمین خدمات و هزینه‌های اکوسیستمی و ارزش‌های آنها است (Nowak et al., 2008a). برای به‌دست آوردن نتایج از این مدل، کاربران باید داده‌های میدانی را در کنار دیگر داده‌ها (اعم از اطلاعات محل، داده‌های کیفیت هوا، داده‌های رادیوزوند (Radiosonde)، داده‌های هواشناسی و بارش) جمع‌آوری کنند. با توجه به اینکه این اطلاعات و داده‌ها مربوط به سال ۲۰۱۵ میلادی است، نتایج مدل نیز برای آن سال محسوب می‌شود. شایان ذکر است این مدل در ابتدا و به‌طور اختصاصی برای ایالات متحده آمریکا توسعه یافته و کاربران بین‌المللی برای استفاده از این مدل نیازمند بومی‌سازی این مدل برای منطقه مورد بررسی خود هستند. بدین منظور با پیروی از پروتکل مربوطه (i-Tree Eco International Projects, 2016)، مدل برای اجرا در شهر تبریز بومی و کالیبره شد.

داده‌های میدانی با پیروی از پروتکل‌های مدل مذکور، جمع‌آوری شد (i-Tree Eco International Projects, 2016، i-Tree Eco User's Manual, 2016). بعد از مشخص کردن مرز محدوده مورد بررسی (شهر تبریز)، تهیه فهرست موجودی به‌صورت نمونه‌گیری پلات‌مبنا تعیین شد. یکی از تصمیم‌های مهم در این مرحله، نحوه تعیین و ایجاد نمونه‌های تصادفی پلات‌ها است. طراحی نمونه‌برداری باید بر مبنای اهداف پروژه، منابع موجود برای مدیریت و تکمیل پروژه، مقدار دقت و صحت موردنظر از مدل، زمان و هزینه مربوطه باشد (i-Tree Eco User's Manual, 2016). برای این پژوهش از نمونه‌گیری طبقه‌بندی‌شده با روش پیش‌طبقه‌بندی

هر طبقه تعیین شد. سپس نقاط نمونه برداری از طریق ماژول نقاط تصادفی نرم افزار ArcGIS 10.4.1 در بین کاربری‌ها توزیع شدند. سه نوع اطلاعات شامل: الف) اطلاعات عمومی پلات‌ها (اعم از شناسه و آدرس پلات، زمان، واحدهای اندازه‌گیری، کاربری زمین، پوشش درختی، درصد قابلیت دسترسی و ...)، ب) اطلاعات درختچه‌ها (اعم از نوع گونه، ارتفاع متوسط توده، درصد پوشش و ...) و ج) اطلاعات درختان (شامل شناسه درخت، فاصله و جهت نسبت به مرکز پلات، نوع گونه، قطر درخت در ارتفاع سینه (Diameter at Breast Height; DBH) که بررسی توزیع فراوانی آن در علوم جنگل بسیار مورد توجه است (Mirzaei and Bonyad, 2015)، ارتفاع کل، عرض تاج، مقدار در معرض قرارگیری تاج به نور، ارتفاع تا تاج، عرض تاج، درصد تاج از دست رفته، درصد سر خشکیدگی) در طول بررسی‌های میدانی که از اوایل خردادماه تا اواسط مهرماه سال ۱۳۹۶ به طول انجامید، جمع‌آوری شد. بعد از جمع‌آوری داده‌های میدانی و وارد کردن اطلاعات به مدل بومی‌شده، ساختار جامعه درختان شهری ارزیابی‌شده و سپس مقدار انتشارات BVOCها با استفاده از ماژول انتشارات بیوژنیک i-Tree Eco برآورد شد.

مقدار انتشار BVOCها به جنس گیاه، وزن خشک زی‌توده، دمای هوا و برگ و دیگر عامل‌های محیطی وابسته است. بر اساس نمونه‌برداری‌های میدانی از گیاهان (درختان برگ‌ریز/ همیشه‌سبز و درختچه‌ها) در بین کاربری‌های زمین مختلف، i-Tree Eco مقدار انتشار ساعتی ایزوپرن و مونوترپن را برحسب جنس و گونه برای هر کاربری شکل زیر برآورد می‌کند:

انتشار ایزوپرن

استفاده شد، در این روش، منطقه مورد بررسی قبل از توزیع قطعات نمونه، برحسب طبقات کاربری زمین طبقه‌بندی‌شده و سپس قطعات نمونه به صورت تصادفی درون هر طبقه (طبقات کاربری زمین) توزیع شد. این کار قبل از مرحله تعیین قطعات نمونه انجام می‌شود. تعداد قطعات نمونه برای هر طبقه بر مبنای اینکه کدام قطعات نمونه تصور می‌شود دارای بیش‌ترین تغییرات و بیش‌ترین علاقه برای پژوهش باشند، تعیین می‌شود. این فرآیند این امکان را فراهم می‌سازد که کاربر قطعات نمونه نمونه‌گیری را در میان طبقاتی توزیع کند تا به صورت بالقوه واریانس کل برآورد جامعه را کاهش دهد (Nowak et al., 2008a). به عنوان قانون عمومی تعداد ۲۰۰ قطعه نمونه در نمونه‌برداری تصادفی طبقه‌بندی‌شده (با حداقل ۲۰ پلات برای هر طبقه) دارای خطای استاندارد حدود ۱۰ درصد برای برآورد کل شهر است (Nowak et al., 2008b)؛ بنابراین با توجه به مشخصات محدوده مورد بررسی، زمان و هزینه‌های بررسی‌های میدانی و اهداف پژوهش، تعداد ۳۳۰ پلات دایره‌ای شکل با شعاع ۱۱/۳۳ متر به صورت پیش‌طبقه‌بندی درون طبقات کاربری‌های زمین توزیع شدند. نقشه کاربری زمین از شهرداری تبریز برای سال ۱۳۹۵ اخذ و بعد از انجام اصلاحات به هفت طبقه دسته‌بندی شد. به منظور تعیین تعداد نمونه‌ها برای هر طبقه کاربری زمین، پرسش‌نامه‌ای برای به دست آوردن وزن هر طبقه تهیه شد. این پرسش‌نامه درصد به دست آوردن احتمال حضور درختان در هر کاربری برحسب نظرات کارشناسان و خبرگان بود. در این راستا نظرات ۱۵ کارشناس (اعضای هیئت علمی دانشکده کشاورزی دانشگاه تبریز) اخذ شد. میانگین وزن‌های به دست آمده در طیف صفر تا یک (کم‌ترین تا بیش‌ترین احتمال) استاندارد شد و با مدنظر قرار دادن درصد مساحت هر کاربری، تعداد نمونه‌ها برای

در این معادلات α برابر ۰/۰۰۲۷، C_{L1} برابر PAR ، L_{shaded} و $L_{suntlit}$ به ترتیب نشان دهنده PAR ساعتی برگ‌های در معرض نور و در سایه است (Hirabayashi et al., 2015).

$C_{T,l}$ عامل ساعتی تصحیح دمای برگ برای انواع کاربری‌های زمین بوده و به صورت زیر قابل برآورد است (Guenther, 1997, Geron et al., 1994, Guenther et al., 1995):

$$C_{T,l} = \frac{\exp\left[\frac{CT_1(T_l - T_s)}{R \cdot T_l \cdot T_M}\right]}{0.96 + \exp\left[\frac{CT_2(T_l - T_s)}{R \cdot T_l \cdot T_M}\right]} \quad (6) \text{ رابطه}$$

R ثابت گاز مطلوب (برابر ۸/۳۱۴ $K^{-1}mol^{-1}$)، CT_1 برابر ۹۵۰۰۰ ژول بر مول، CT_2 برابر ۲۳۰۰۰۰ ژول بر مول، T_1 دمای برگ برای کاربری زمین l ، T_s دمای استاندارد (۳۰ درجه سلسیوس یا ۳۰۳ درجه کلونین) و T_M برابر با ۳۱۴ درجه کلونین است. T_1 می‌تواند با تصحیح دمای T با نرخ تبخیر، شاخص سطح برگ و درصد پوشش درختی محاسبه شود (Hirabayashi, 2012):

$$T_1 = T - \frac{TR}{TR_s} \cdot \frac{F_1}{F_s} \cdot C \cdot TC_l \quad (7) \text{ رابطه}$$

T دمای هوا (کلونین)، TR نرخ تبخیر، TR_s نرخ تبخیر استاندارد (۸۰ گرم بر مترمکعب بر ساعت) (Kramer, 1983)، F_1 شاخص سطح برگ برای کاربری زمین l ، F_s شاخص استاندارد سطح برگ (برابر ۶) (Nowak, 1994)، C عامل تصحیح برای اثر افت حداقل بیشینه دمای میانه روز (Simpson, 1998) و TC_l درصد پوشش درخت برای کاربری زمین l است.

انتشار مونوترپن

انتشار ساعتی مونوترپن ($M_{g,l}$) برحسب $(\mu g C tree^{-1} hr^{-1})$ توسط جنس g در کاربری زمین

مقدار انتشار ساعتی ایزوپرن $I_{g,l}$ (برحسب $\mu g C tree^{-1} hr^{-1}$) برای جنس g در کاربری l در دمای T (کلونین) و شارژ تشعشعات فعال فتوسنتتیکیالی L می‌تواند به شکل زیر برآورد شود (Geron et al., 1994):

$$I_{g,l} = I_g \times LB_{g,l} \times C_L \times C_{T,l} \quad (1) \text{ رابطه}$$

که در این رابطه، I_g نرخ انتشار پایه ایزوپرن (میکروگرم کربن بر گرم وزن خشک برگ بر ساعت) توسط جنس g در کاربری l در دمای استاندارد ۳۰ درجه سانتی‌گراد (T_s)، شارژ تشعشعات فعال فتوسنتتیکیالی ۱۰۰۰ (میکرو مول بر مترمربع بر ثانیه) و $LB_{g,l}$ بیانگر وزن خشک زی‌توده برگ (گرم) برای جنس g در کاربری l است. عامل تصحیح نور ساعتی (C_L) به صورت زیر محاسبه می‌شود (Hirabayashi, 2012):

$$C_L = \frac{\sum_{j=1}^N C_{L,j}}{N} \quad (2) \text{ رابطه}$$

که $C_{L,j}$ عامل تصحیح نور ساعتی در لایه j ام کانوپی است که به صورت عمودی به N (۳۰) لایه تقسیم می‌شود و به شکل زیر محاسبه می‌شود (Hirabayashi, 2012):

$$C_L = \frac{\sum_{j=1}^N C_{L,j}}{N} \cdot C_{L,sunlight} + \left(1 - \frac{\Delta F_j^*}{\Delta F}\right) \cdot C_{L,shaded} \quad (3) \text{ رابطه}$$

ΔF شاخص سطح برگ برای هر لایه، ΔF_j^* شاخص سطح برگ در معرض نور خورشید در لایه j ام که به عنوان پراکنش برگ کروی فرض می‌شود، $C_{L,sunlight}$ عامل اصلاح نور ساعتی برای برگ‌های در معرض نور و $C_{L,shaded}$ عامل تصحیح ساعتی برای برگ‌های در سایه است. دو مؤلفه آخر به صورت زیر قابل برآورد هستند (Hirabayashi, 2012):

$$C_{L,sunlit} = \frac{\alpha \cdot C_{L1} \cdot L_{suntlit}}{\sqrt{(1 + \alpha^2 \cdot L_{suntlit}^2)}} \quad (4) \text{ رابطه}$$

$$C_{L,shaded} = \frac{\alpha \cdot C_{L1} \cdot L_{shaded}}{\sqrt{(1 + \alpha^2 \cdot L_{shaded}^2)}} \quad (5) \text{ رابطه}$$

می شوند (Nowak *et al.*, Hirabayashi, 2012). انتشارات ساعتی ایزوپرن و مونوترپن برای به دست آوردن مجموع انتشارات سالیانه جمع بسته می شوند. مجموع سالیانه برحسب گونه و کاربری زمین نیز برآورد می شود. برای انجام برآوردهای مذکور، صرفاً مجموع انتشارات ساعتی دوره های برگ دار برای درختان و درختچه های برگ ریز و مجموع انتشارات ساعتی کل سال برای درختان همیشه سبز استفاده می شود (Hirabayashi, 2012).

نتایج

درک ساختار جامعه درختان شهری و عملکردهای آن می تواند سبب ارتقا تصمیم های مدیریتی و بهبود وضعیت درختان شهری و به تبع آن بهبود کیفیت محیط زیستی و رفاه ساکنین آن شود. بدین منظور برای دستیابی به ساختار جامعه درختان محدوده مورد بررسی و در نهایت برآورد مقدار انتشارات BVOCها، با پیروی از روش شناسی مذکور، تعداد نمونه ها برای هر یک از طبقات مختلف کاربری زمین با بهره گیری از نظرات کارشناسی و درصد مساحت هر کاربری تعیین و به صورت تصادفی درون طبقات توزیع شد (جدول ۱ و شکل ۱).

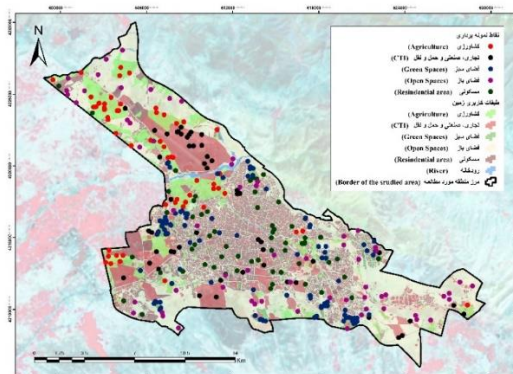
l در دمای T (کلوین) به صورت زیر برآورد می شود (Geron *et al.*, 1994):

$$M_{g,l} = M_g \cdot C_{T,l} \quad \text{رابطه (۸)}$$

M_g بیانگر نرخ انتشار پایه مونوترپن برحسب میکروگرم کربن بر گرم وزن خشک برگ بر ساعت توسط جنس g در دمای استاندارد (۳۰ درجه سلسیوس) و $C_{T,l}$ نشان دهنده عامل تصحیح دمای ساعتی برگ برای کاربری زمین l بوده و به صورت زیر حساب می شود (Hirabayashi, 2012):

$$C_{T,l} = \exp[\beta(T_l - T_s)] \quad \text{رابطه (۹)}$$

β برابر ۰/۰۹، T_l دمای برگ در کاربری زمین l است که از طریق رابطه ۷ محاسبه می شود و T_s دمای استاندارد است. مقدار انتشارات ساعتی ایزوپرن و مونوترپن با استفاده از شاخص های خاص گونه (Genus-specific) برآورد می شود. زی توده برگ گونه ها (برآورد شده توسط مازول ساختار جنگل شهری مدل i-Tree Eco با استفاده از داده های میدانی)، با عامل های انتشار خاص گونه ضرب می شوند تا سطوح انتشار استاندارد، در دمای ۳۰ درجه سانتی گراد و شارژ تشعشعات فعال فتوسنتتیکالی هزار میکرومول بر مترمربع بر ثانیه حاصل شوند. سپس انتشارات استاندارد برحسب عامل های تصحیح نور، دما و داده های اقلیمی محلی به انتشارات واقعی تبدیل



شکل ۱- توزیع فضایی نقاط نمونه برداری درون طبقات کاربری زمین

Figure 1. Spatial distribution of samples plots within the land use classes

جدول ۱- طبقات کاربری زمین و تعداد نمونه‌های تخصیص یافته

Table 1. Land use classes and the number of assigned samples

تعداد نهایی نمونه‌ها Final plot numbers	RWOI**	WOI*	مساحت (درصد) Area (%)	مساحت (هکتار) Area (ha)	طبقات کاربری زمین Landuse classes
51	0.15	0.46	17.67	4325.55	تجاری، صنعتی و حمل و نقل (CTI***)
57	0.17	0.53	12.37	3026.90	کشاورزی Agricultural land
100	0.30	0.92	3.11	760.71	فضای سبز Green Spaces
59	0.18	0.54	20.75	5080.01	مسکونی Residential Area
63	0.19	0.57	45.42	11119.0	فضای باز Open sapaces
0	0.00	0.00	0.68	167.24	رودخانه River
330	1.00	-	100	24479.40	کل Total

*وزن استاندارد شده احتمال حضور درختان (برحسب نظرات کارشناسی)

**Standardized eight of interesting (based on expert opioions)

*** وزن نسبی استاندارد شده احتمال حضور درختان (برابر با حاصل ضرب WOI در درصد مساحت هر طبقه)

**Relative Weight of interesting (equal to $WOI \times Area$ (%))

*** Commercial/transportation/institutional

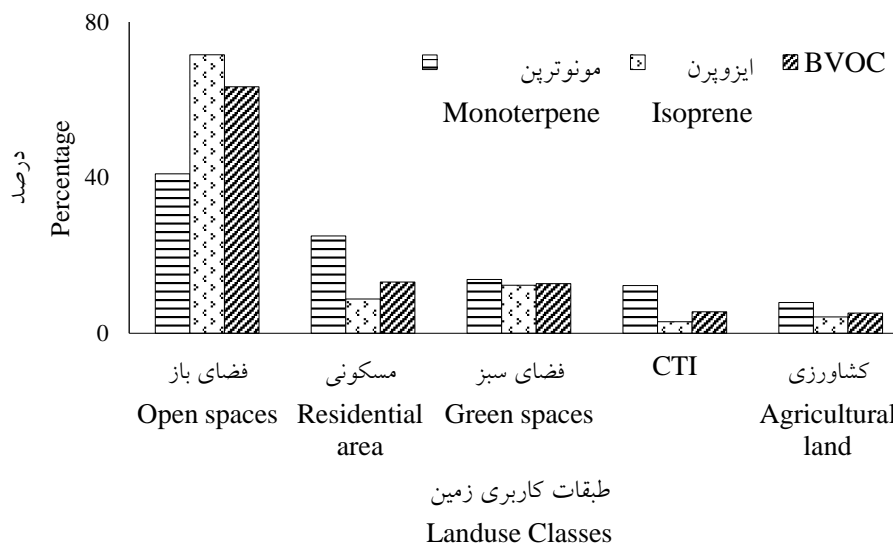
در هر هکتار بوده و بیشترین تراکم به ترتیب در کاربری‌های فضای سبز، مسکونی و فضای باز مشاهده شد. در مجموع درختان شهر تبریز به ترتیب $18428/60$ و $49757/5$ کیلوگرم مونوترپن و ایزوپرن در طول یک سال انتشار داده‌اند. کاربری فضای باز مسئول $63/3$ درصد از کل انتشارات BVOCها بوده و در طول سال به ترتیب $7558/1$ (۴۲ درصد) و $35616/2$ (۷۱/۵۷ درصد) کیلوگرم مونوترپن و ایزوپرن منتشر کرده‌اند. در این میان کاربری کشاورزی دارای کمترین سهم در انتشارات BVOCها است.

در مجموع 2438 اصله درخت از 325 قطعه نمونه (پنج قطعه نمونه به دلایل امنیتی که در مراکز نظامی واقع شده بودند اجازه برداشت نداشتند) مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. نتایج حاصل از مدل نشان داد که تراکم پوشش درختی شهر تبریز برابر با $9/4$ درصد با تعداد کل 192800 اصله درخت است. عمده‌ترین گونه‌های درختی عبارت‌اند از *Robinia pseudoacacia* (۱۲/۵ درصد)، *Fraxinus excelsior* (۹/۸ درصد) و *Elaeagnus angustifoli* (۸ درصد). تراکم کلی درخت در منطقه مورد بررسی 79 درخت

جدول ۲- خصوصیات ساختار جامعه درختی و مقدار انتشار BVOCها برای هر یک از کاربری‌ها

Table 2. Structural characteristics of urban tree society and BVOCs emissions regards each land use class

کل BVOC (کیلوگرم در سال)	ایزوپرن (کیلوگرم در سال)	مونوترپن (کیلوگرم در سال)	سطح برگ (درصد)	تراکم درختی (تعداد در هکتار)	درصد از کل درختان	تعداد درختان	طبقات کاربری زمین
Total BVOCs (kg ^y ⁻¹)	Isoprene (kg ^y ⁻¹)	Monoterpene (kg ^y ⁻¹)	Leaf area (%)	Tree density (number/ha)	Tree number percentage	Tree number	Landuse classes
3561.00	2106.5	1454.50	711.88	36.4	5.7	110222	کشاورزی Agricultural land
3748.70	1493.4	2255.30	795.06	59.6	13.4	257913	CTI
43174.30	35616.2	7558.10	3559.42	63.1	36.4	702131	فضای باز Open spaces
8711.30	6162.20	2549.00	1310.76	455.6	18.0	346616	فضای سبز Green Spaces
8990.80	4379.20	4611.60	1995.92	100.5	26.5	510684	مسکونی Residential Area
68186.10	49757.50	18428.60	8373.04	79.3	100.0	1927566	کل Total



شکل ۲- مقدار انتشارات BVOCها برحسب طبقات کاربری زمین

Figure 2. BVOCs emissions from the land use classes

(شکل ۳). گونه *White poplar* رتبه اول در مجموع

انتشارات و همچنین انتشار ایزوپرن و گونه *Austrian*

pine بیشترین انتشار مونوترپن را به خود اختصاص

مقایسه مقدار انتشارات BVOCها برحسب

گونه‌ها نشان می‌دهد که ۱۰ گونه درختی مسئول

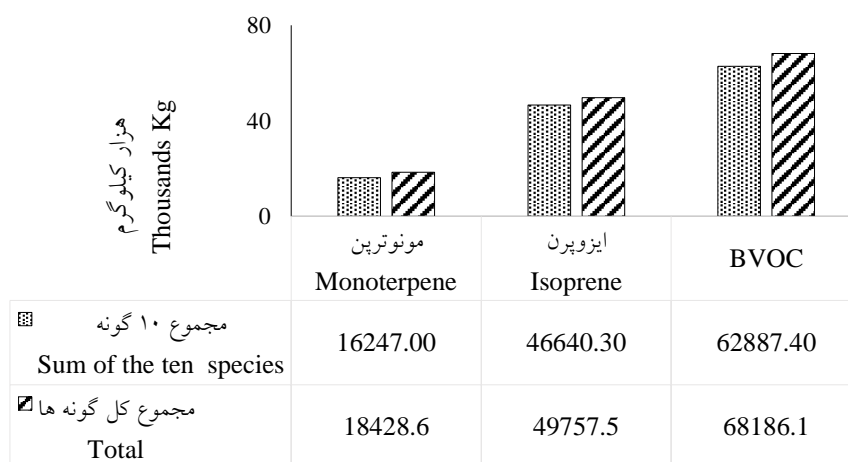
۹۲/۲۲ درصد از کل انتشارات BVOCها هستند

دادند (جدول ۳). در ضمن از مجموع ۴۸ گونه درختی شناسایی شده در منطقه مورد بررسی، ۹ گونه (مثل *Common apple*، *Common pear* و *European black elderberry*) فاقد هرگونه انتشارات BVOC هستند.

جدول ۳- ده گونه درختی با بیشترین انتشارات BVOCها

Table 3. Top ten tree species due to BVOCs Emissions

گونه	مونوترپن (کیلوگرم در سال)	ایزوپرن (کیلوگرم در سال)	BVOC کل (کیلوگرم در سال)
Tree species	Monoterpene (kg/yr)	Isoprene (kg/yr)	Total BVOCs (kg/yr)
سپیدار White poplar	196.80	32999.90	33196.70
اقاقیا Black locust	426.80	7157.40	7584.20
کاج سیاه Austrian pine	5348.00	41.50	5389.50
کاج ایرانی یا کاج الدار (Persian) pine Afghan	3489.60	27.10	3516.70
سرو سیمین یا سرو آریزونا Arizona cypress	3447.30	0.00	3447.30
شالک یا تبریزی Black poplar	15.20	2544.80	2560.00
بید سفید یا فک White willow	141.50	2318.40	2459.90
گردو (ایرانی) English walnut	1606.20	12.80	1619.10
افرای سیاه Boxelder	1557.50	23.30	1580.80
بلوط بلند مازو Chestnut-leaved oak	18.10	1515.10	1533.20



شکل ۳- مقایسه مقدار انتشارات ده گونه بالای لیست انتشار با مجموع کل انتشارات

Figure 3. Comparison BVOCs emission by the top ten tree species with the total emission

بحث

هدف عمده این مقاله فراهم‌آوری اطلاعاتی در مورد نقش درختان شهری در تشکیل آلاینده‌های هوا از طریق انتشار ترکیبات آلی فرار که در شکل‌گیری ازون تروپوسفری و کربن مونواکسید مشارکت دارند، است. به عبارت دیگر اثرات منفی درختان شهری بر روی کیفیت هوا مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور مدل i-Tree Eco بعد از بومی‌سازی، با استفاده از داده‌های برداشت شده از بررسی‌های میدانی اجرا شد. پیش‌نیاز ارزیابی عملکرد درختان شهری دانستن و برآورد ساختار و ترکیب جامعه درختان شهری است که این مهم از طریق مدل مورد استفاده حاصل شد. نتایج ارزیابی ساختار جامعه درختی شهر تبریز نشان‌دهنده وجود حدود ۲ میلیون درخت در سطح شهر بود. مقایسه ساختار جامعه درختان شهری تبریز با دیگر شهرها نشان می‌دهد که مقدار درختان شهری این شهر از میانگین دیگر شهرهای جهان (اعم از تورنتو، آتلانتا، نیویورک، لندن، شیکاگو، فیلادلفیا، واشینگتن) پایین‌تر بوده و درصد پوشش درختی آن نیز در بین رده‌های پایین قرار دارد (Nowak et al., 2006). هم‌چنین مقایسه نتایج این پژوهش با دیگر پژوهش‌ها در زمینه ارزیابی ساختار جامعه درختی از طریق مدل i-Tree Eco (Escobedo et al., Baró et al., 2014), (Nowak et al., Jayasooriya et al., 2017, 2011, 2013, Selmi et al., 2016, Yang, 2005) نشان‌دهنده کاربرد موفق مدل در یکی از شهرهای ایران برای ارزیابی ساختار جامعه درختان شهری و عملکردهای آن است؛ بنابراین این مدل می‌تواند در دیگر شهرهای ایران نیز مورد استفاده قرار گیرد.

بعد از ارزیابی ساختار جامعه درختان شهری با استفاده از ماژول انتشارات VOC در مدل، مقدار انتشار سالیانه ایزوپرن و مونوترپن برآورد شد.

همان‌طور که پیش‌تر بیان شد یکی از عامل‌های اصلی در انتشار BVOCها، گونه درختان و شرایط محیطی است؛ که نتایج این پژوهش نیز مبین آن بوده و ۱۰ گونه از درختان مسئول بیش از ۹۰ درصد انتشارات و کاربری فضای باز که بیش‌ترین تعداد درختان را دارا بود مسئول ۶۳/۳ درصد کل انتشارات هستند. هم‌چنین برخی از گونه‌های درختی صرفاً مونوترپن یا ایزوپرن را منتشر می‌کنند یا اینکه هیچ‌گونه انتشاری ندارند.

انتشار BVOCها دارای اثرات منفی محیطی بوده و پیش‌رو شیمیایی تشکیل ازون محسوب شده و بنابراین دارای ارزش مالی منفی است. یکی از استراتژی‌های بهبود کیفیت هوای شهری از دیدگاه کاهش ازون می‌تواند افزایش درختانی با مقدار انتشار BVOC پایین باشد که منتج به کاهش تشکیل ازون و کربن مونواکسید در اتمسفر شود (Nowak et al., 2000, 2013)؛ بنابراین با توجه به اثرات منفی درختان در کنار اثرات مثبت آن در کیفیت هوا، انتخاب نوع درخت و درختچه برای کاشت بسیار مهم است؛ که مقایسه داده‌های به‌دست‌آمده در مورد تفاوت بین انتشار گونه‌های درختی همراه با اطلاعات ساختاری طبقات کاربری زمین، می‌تواند در این زمینه نقش مهمی را ایفا کند.

یکی دیگر از عامل‌های مهم در انتشار BVOCها از درختان دمای هوا است که با افزایش دما مقدار انتشار آن نیز افزایش می‌یابد. با توجه به این‌که تعرق درختان سبب خنک‌سازی هوا و دمای برگ و در نهایت کاهش انتشار BVOC می‌شود، انتشارات BVOC درختان و درختچه‌ها در مدل بر مبنای نتایج مدل‌سازی کیفیت هوا کاهش می‌یابند. با افزایش پوشش درختی دمای هوا از ۰/۳ تا ۱۰ درجه سانتی‌گراد کاهش می‌یابد که منجر به کاهش انتشار BVOC از ۳/۳ تا ۱۱/۴ درصد می‌شود. این کاهش انتشارات BVOC

مونوترپن توسط درختان شهر تخمین زده شد. نتایج پژوهش نشان داد که درختان شهری منطقه مورد بررسی حجم قابل توجهی از ترکیبات آلی فرار را به اتمسفر شهری انتشار می دهند. همچنین تفاوت ملموسی بین گونه های مختلف درختی و همچنین کاربری های زمین در مقدار انتشار این ترکیبات مشاهده شد. انتشار این ترکیبات اثرات منفی محیط زیستی را به همراه داشته و در نهایت سبب تشکیل و افزایش غلظت اوزون می شود. مدل و روش-شناسی نوین اتخاذ شده می تواند با فراهم سازی اطلاعات کاربردی در مورد ساختار، ترکیب و توزیع درختان شهری و همچنین کمی سازی عملکردهای مختلف جنگل شهری، نقش مفیدی را در مدیریت درختان و محیط زیست شهری ایفا کند.

تشکر و قدردانی

نویسندگان مقاله بر خود واجب می دانند تا از مهندس بابک چلبی یانی بابت کمک های بی بدیع شان در بررسی های میدانی و مهندس علیرضا درخشان بابت شناسایی گونه ها، تشکر ویژه کنند. همچنین از راهنمایی ها و مشاوره های بسیار کارآمد و ارزشمند جناب دکتر نواک (Dr. David Nowak)، دکتر هنینگ (Dr. Jason Henning) و پرفسور بودگوم (Prof. dr. P.M. van Bodegom) تقدیر به عمل می آید. این مقاله مستخرج از رساله دکتری بوده و تحت حمایت صندوق حمایت از پژوهشگران و فناوران کشور به شماره ۹۶۰۰۰۳۹۸ قرار گرفته است.

References

- Atkinson, R, 2000. Atmospheric chemistry of VOCs and NO(x), *Atmospheric Environment*, 34(12-14): 2063-2101.
- Baró, F., L. Chaparro, E. Gómez-Baggethun, J. Langemeyer, D.J. Nowak & J. Terradas, 2014. Contribution of ecosystem services to

به صورت ساعتی بر انتشار درختان و درختچه ها در طول فصل دارای برگ اعمال می شود تا اثرات درختان بر دمای هوا و تبعات آن بر انتشار BVOC اعمال شده باشد (Hirabayashi, 2012; Nowak *et al.*, 2002)؛ بنابراین افزایش درصد پوشش درختی می تواند سبب کاهش انتشار BVOCها و به تبع آن کاهش سطح اوزون در مناطق شهری شود (Nowak and Crane, 2000)؛ Paoletti, 2009). باید توجه داشت که این ترکیبات در هوای پاک اتمسفر جزو آلاینده ها محسوب نمی شوند؛ به عبارت دیگر اگر مقدار اوزون از استاندارد پایین تر باشد، انتشار BVOCها اثرات منفی در کیفیت هوا و سلامت بشر نخواهند داشت؛ بنابراین در شهرهای آلوده تر، حضور گونه های درختی با پتانسیل بالای انتشار BVOC می تواند اثرات منفی تری در کیفیت هوا و سلامت ساکنان آن داشته باشد (Chaparro and Terradas, 2009)؛ بنابراین آشکارترین توصیه در این موارد، کاهش سطوح آلودگی هوا در مراکز شهری است که یکی از استراتژی های مهم در این زمینه نقش درختان در کاهش آلودگی هوای شهری است که نیازمند بررسی های بیشتر است. البته باید توجه داشت که پژوهش های بیشتری به منظور بررسی اثرات گونه های مختلف بر آلودگی هوا به خصوص گونه هایی که سبب تسریع تشکیل اوزون می شود نیاز است.

نتیجه گیری کلی

در این پژوهش با بهره گیری از مدل i-Tree Eco، خصوصیت های ساختاری جامعه درختان شهری تبریز برآورد شد و سپس مقدار انتشار دو ترکیب ایزوپرن و

- air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain, *Ambio*, 43(4): 466-479.
- Calfapietra, C., S. Fares & F. Loreto, 2009. Volatile organic compounds from Italian vegetation and their interaction with ozone, *Environmental Pollution*, 157(5): 1478-1486.

- Calfapietra, C., S. Fares, F. Manes, A. Morani, G. Sgrigna & F. Loreto, 2013. Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review, *Environmental pollution*, 183: 71-80.
- Carter, W.P., 1994. Development of ozone reactivity scales for volatile organic compounds, *Air & waste*, 44(7):881-899.
- Chaparro, L. & J. Terradas, 2009. Ecological services of urban forest in Barcelona. Institut Municipal de Parcs i Jardins Ajuntament de Barcelona, 103p.
- Churkina, G., F. Kuik, B. Bonn, A. Lauer, R. Grote, K. Tomiak, & T.M. Butler, 2017. Effect of VOC emissions from vegetation on air quality in Berlin during a heatwave, *Environmental Science & Technology*, 5(11): 6120-6130.
- Di Carlo, P., W. Brune, H. M. Martinez, H. Harder, R. Leshner, X. Ren, T. Thornberry, M.A. Carroll, V. Young, P.B. Shepson & D. Riemer, 2004. Missing OH reactivity in a forest: Evidence for unknown reactive biogenic VOCs, *Science*, 304(5671): 722-725.
- Escobedo, F.J., T. Kroeger & J.E. Wagner, 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices, *Environmental pollution*, 159(8-9): 2078-2087.
- Esmailnejad, M., M.E. Sani & S. Barzaman, 2015. Evaluation and Zoning of Urban air Pollution in Tabriz, *Jurnal of Regional Planning*, 5(19): 173-186 (In Persian).
- Fuentes, J.D., L. Gu, M. Lerdau, R. Atkinson, D. Baldocchi, J.W. Bottenheim, P. Ciccioli, B. Lamb, C. Geron, A. Guenther & T.D. Sharkey, 2000. Biogenic hydrocarbons in the atmospheric boundary layer: a review, *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(7): 1537-1575.
- Geron, C.D., A.B. Guenther & T.E. Pierce, 1994. An improved model for estimating emissions of volatile organic compounds from forests in the eastern United States, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 99(D6): 12773-12791.
- Gorbani, R., K.H. Delir & P.S. Firoozjah, 2012. The Study Tabriz City Air Pollution Condition on the Basis of Principal Component Analysis (PCA), *Journal of Geography and Planning*, 16(39):89-108 (In Persian).
- Guenther, A., 1997. Seasonal and spatial variations in natural volatile organic compound emissions, *Ecological applications*, 7(1): 34-45.
- Guenther, A., C.N. Hewitt, D. Erickson, R. Fall, C. Geron, T. Graedel, P. Harley, L. Klinger, M. Lerdau, W.A. McKay & T. Pierce, 1995. A global model of natural volatile organic compound emissions, *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 100(D5): 8873-8892.
- Hirabayashi, S., 2012. I-Tree Eco Biogenic Emissions Model Descriptions, i-Tree, USDA Forest Service, 8 p.
- Hirabayashi, S., C.N. Kroll & D.J. Nowak, 2015. I-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions. i-Tree, USDA Forest Service, 35 p.
- i-Tree Eco International Projects, 2016. Eco Guide to International Projects. i-Tree, USDA Forest Service, 18 p.
- i-Tree Eco User's Manual, 2016. I-Tree Eco User's Manual, I-Tree Tools, i-Tree, USDA Forest Service, 86 p.
- i-Tree Field Guide, 2016. I-Tree Eco Field Guide, I-Tree Tools, i-Tree, USDA Forest Service, 57 p.
- Jayasooriya, V.M., S. Muthukumaran & B.J.C. Perera, 2017. Green infrastructure practices for improvement of urban air quality, *Urban Forestry & Urban Greening*, 21: 34-47.
- Kesselmeier, J. & M. Staudt, 1999. Biogenic volatile organic compounds (VOC): an overview on emission, physiology and ecology, *Journal of atmospheric chemistry*, 33(1): 23-88.
- Khedive, E., A. Shirvany, M.H. Assareh & T.D. Sharke, 2017. In situ emission of BVOCs by three urban woody species, *Urban Forestry & Urban Greening*, 21: 153-157.
- Kuser, J.E (Ed), 2006. Urban and community forestry in the northeast, Springer Science & Business Media, 487 p.
- Liousse, C., M.O. Andreae & P. Artaxo (Eds.), 2004. Emissions of atmospheric trace compounds (Vol. 18), Springer Science & Business Media, 560 p.
- Lyytimäki, J. & M. Sipilä, 2009. Hopping on one leg-The challenge of ecosystem disservices for urban green management, *Urban Forestry & Urban Greening*, 8(4): 309-315.
- Lyytimäki, J., L.K. Petersen, B. Normander & P. Bezák, 2008. Nature as a nuisance?

- Ecosystem services and disservices to urban lifestyle, *Environmental sciences*, 5(3): 161-172.
- Mirzaei, M. & A.S. Bonyad, 2015. Investigation of sampling methods for modeling of diameter distribution of *Quercus persica* trees in the Zagros forests, *Forest Research and Development*, 1(2): 95-107 (In Persian).
 - Niinemets, Ü., F. Loreto & M. Reichstein, 2004. Physiological and physicochemical controls on foliar volatile organic compound emissions, *Trends in plant science*, 9(4): 180-186.
 - Nowak, D. & D. Crane, 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. In: Hansen, Mark; Burk, Tom (Eds.). *Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century*, US Dept. of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. Pp: 714-720.
 - Nowak, D.J., & J.F. Dwyer, 2007. Understanding the benefits and costs of urban forest ecosystems. In: *Urban and community forestry in the northeast*. In: Kuser, J.E (Ed), *Handbook of Urban and Community Forestry in the Northeast*. Springer, Dordrecht. Pp: 25-46.
 - Nowak, D.J., 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. *Chicago's urban forest ecosystem: Results of the Chicago urban forest climate project*, 201 p.
- Nowak, D.J., D.E. Crane & J.C. Stevens, 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States, *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3-4): 115-123.
- Nowak, D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens & M. Ibarra, 2002. *Brooklyn's Urban Forest. General Technical Report*, United States Department of Agriculture, 57 p.
 - Nowak, D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens, R.E. Hoehn, J.T. Walton & J. Bond, 2008a. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services, *Arboriculture and Urban Forestry*, 34(6):347-358.
 - Nowak, D.J., E. Robert, A.R. Bodine, D.E. Crane, J.F. Dwyer, V. Bonnewell & G. Watson, 2013. *Urban trees and forests of the Chicago region*. U.S. Dep. of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. Report number: NRS-84, 106p.
 - Nowak, D.J., J.T. Walton, J.C. Stevens, D.E. Crane & R.E. Hoehn, 2008b. Effect of plot and sample size on timing and precision of urban forest assessments, *Arboriculture and urban forestry*, 34(6):386-390.
 - Nowak, D.J., K.L. Civerolo, R.S. Trivikrama, G. Sistla, C.J. Luley & E.D. Crane, 2000. A modeling study of the impact of urban trees on ozone, *Atmospheric Environment*, 34(10): 1601-1613.
 - Paoletti, E., 2009. Ozone and urban forests in Italy, *Environmental Pollution*, 157(5): 1506-1512.
 - Préndez, M., V. Carvajal, K. Corada, J. Morales, F. Alarcón & H. Peralta, 2013. Biogenic volatile organic compounds from the urban forest of the Metropolitan Region, Chile, *Environmental pollution*, 183:143-150.
 - Saunders, S.M., E. Dade & K. Van Niel, 2011. An Urban Forest Effects (UFORE) model study of the integrated effects of vegetation on local air pollution in the Western Suburbs of Perth, WA. In: *19th International Congress on Modelling and Simulation*, Perth, Australia. pp. 1824-1830.
 - Selmi, W., C. Weber, E. Rivière, N. Blond, L. Mehdi & D.J. Nowak, 2016. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France, *Urban forestry & urban greening*, 17: 192-201.
 - Seufert, G., J. Bartzis, T. Bomboi, P. Ciccioli, S. Cieslik, R. Dlugi, P. Foster, C.N. Hewitt, J. Kesselmeier, D. Kotzias & R. Lenz, 1997. An overview of the Castelporziano experiments, *Atmospheric Environment*, 31: 5-17.
 - Statistical Center of Iran, 2016. *Population and Housing Censuses, Censuses 2016*. Available from <https://www.amar.org.ir/english/Population-and-Housing-Censuses>. Accessed 28th March (In Persian).
 - Steinbrecher, R., K. Hauff, R. Rabong & J. Steinbrecher, 1997. Isoprenoid emission of oak species typical for the Mediterranean area: source strength and controlling variables, *Atmospheric Environment*, 31: 79-88.
 - Yang, J., J. McBride, J. Zhou & Z. Sun, 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction, *Urban forestry & urban greening*, 3(2): 65-78.
 - Zhang, W., T.H. Ricketts, C. Kremen, K. Carney & S.M. Swinton, 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture, *Ecological economics*, 64(2): 253-260.

Estimating biogenic volatile organic compounds (BVOCs) emitted by urban trees using i-Tree Eco model, case study: Tabriz city

V. Amini Parsa^{*1}, E. Salehi² and A. R. Yavri³

1- Ph.D. in Environment-Planning, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, I. R. Iran. (aminiparsa@ut.ac.ir)

2- Associate Professor, Department of Environmental Planning, Management and Training, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, I. R. Iran. (tehranssaleh@ut.ac.ir)

3- Assistant Prof., Department of Environmental Planning, Management and Training, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, I. R. Iran. (ayavari@ut.ac.ir)

Received: 02.06.2018

Accepted: 23.07.2018

Abstract

We assessed the urban trees structure in Tabriz city and estimated the isoprene and monoterpenes emission using i-Tree Eco model. The results indicated that the i-Tree Eco model could be used as a successful method in Iran. Estimations of i-Tree Eco model showed that urban trees with 9.4% tree cover emitted 18428.6 and 49757.5 monoterpenes and isoprene during the year 2015. Open spaces and the ten tree species among existing 48 species accounted for 63.3 and 92.22% of the total emission respectively. In the other hand *White poplar* and *Austrian pin* emitted the highest amount of isoprene and monoterpenes. Our results suggest that to plant the trees that emit less BVOCs in order to help to reducing ozone level in cities. The results of this study could be used in the proper urban environments and green infrastructures management.

Keywords: Air pollution, Isoprene, Urban forest, Monoterpene.

* Corresponding author

Tel: +989364960818

